



UNIVERSIDAD DE LA RIOJA

TRABAJO FIN DE ESTUDIOS

Título

Análisis del ciclo de vida del proceso de coagulación-floculación en el tratamiento de aguas residuales

Autor/es

LETICIA ANGÉLICA FLORES PÉREZ

Director/es

MARINA CORRAL BOBADILLA y PEDRO JOSÉ CAMPOS GARCÍA ,

Facultad

Escuela de Máster y Doctorado de la Universidad de La Rioja

Titulación

Máster Universitario en Química y Biotecnología

Departamento

QUÍMICA

Curso académico

2017-18



Análisis del ciclo de vida del proceso de coagulación-floculación en el tratamiento de aguas residuales, de LETICIA ANGÉLICA FLORES PÉREZ (publicada por la Universidad de La Rioja) se difunde bajo una Licencia Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 3.0 Unported. Permisos que vayan más allá de lo cubierto por esta licencia pueden solicitarse a los titulares del copyright.



UNIVERSIDAD DE LA RIOJA

Trabajo Fin de Máster

**ANÁLISIS DEL CICLO DE VIDA
DEL PROCESO DE
COAGULACIÓN-FLOCULACIÓN
EN EL TRATAMIENTO DE AGUAS
RESIDUALES**

Alumno/a: Flores Pérez, Leticia Angélica

Tutora: Prof. Dra. Marina Corral Bobadilla

Dpto: Ingeniería Mecánica

Tutor: Prof. Dr. Pedro José Campos García

Dpto: Química

Julio, 2018

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero expresar mis más sinceros agradecimientos a mi directora del Trabajo Fin de Máster, la Dra. Marina Corral Bobadilla por darme la oportunidad de trabajar con ella, la paciencia que tuvo conmigo durante el desarrollo experimental y en la redacción del trabajo, así como, por asesorarme de la mejor manera para llevar a cabo satisfactoriamente este trabajo de investigación, ya que sin su valioso tiempo y labor docente-investigadora este trabajo no hubiera sido posible.

Al Dr. Rubén Lostado Lorza y el Dr. José Carlos Gómez Chomón que me proporcionaron su valioso apoyo para la instalación del programa con la que se realizó el estudio del proyecto.

Finalmente agradezco al Dr. Pedro Campos coordinador del máster en Química y Biotecnología por su apoyo brindado.

A mis padres y hermanos por creer en mí.

RESUMEN

El Análisis del Ciclo de Vida (ACV) es uno de los modelos cuantitativos de mayor uso en las empresas, dado que evalúa aspectos de índole ambiental, salud humana y recursos naturales. El objetivo del presente trabajo se centró en realizar el ACV del proceso de coagulación-floculación en aguas residuales de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Logroño (EDAR) mediante el uso del programa SimaPro, en donde los 195 datos que se introdujeron en el programa SimaPro corresponden a los obtenidos de un proceso de coagulación-floculación con el equipo de Jar Test, se variaron los siguientes parámetros: la dosis de distintos coagulantes (Ecotan Bio 90D, 100 y G-150) de 1 a 6 mL, la velocidad de agitación de 50 a 100 rpm, el tiempo de agitación de 30 a 120 s y la temperatura de tratamiento de 10 a 20 °C. Los resultados obtenidos en el proceso de coagulación-floculación con el equipo de Jar Test indican que el coagulante Ecotan Bio 90D es la que presenta mayores porcentajes de reducción de la turbidez (84-96%) a menores dosis de coagulante, a menor velocidad y tiempo de agitación. En función al programa SimaPro se obtuvieron resultados interesantes de impacto ambiental prácticamente nulo con el coagulante Ecotan Bio 90D y 100 en la generación de Gases de Efecto Invernadero (GEI), acidificación/eutrofización, uso de suelo y en los recursos extraíbles. Se concluye, que los tres coagulantes estudiados en el ACV del proceso de coagulación-floculación son viables para su implementación en el proceso de tratamiento de aguas residuales, siempre que se ajuste de manera óptima los parámetros del proceso para incrementar la sostenibilidad ambiental, el ciclo de vida del proceso y del coagulante, así como la aplicación fiable de las 3R.

Palabras clave: coagulación-floculación, ACV, EDAR, SimaPro.

ABSTRACT

The Life Cycle Assessment (LCA) is one of the quantitative models of greater use in companies, because evaluates aspects of environmental, human health and natural resources. The aim of the present work focused on performing the ACV of the process of coagulation-flocculation in wastewater from the wastewater treatment plant in Logroño (WWTP) through the use of SimaPro program, where the 195 data that were introduced in the SimaPro program correspond to those of a process of coagulation-flocculation with the Jar Test equipment, the following parameters were varied: the dose of different coagulants (Ecotan Bio 90D, 100 and G-150) of 1 to 6 mL, the speed of agitation of 50 to 100 rpm, the agitation time of 30 to 120 s and the treatment temperature of 10 to 20 °C. The results obtained in the process of coagulation-flocculation with the Jar Test equipment indicate that the coagulant Ecotan Bio 90D is the highest percentages of reduction of turbidity (84-96%) to lower doses of coagulant, at a slower speed and time of agitation. According to the program of SimaPro we obtained results interesting environmental impact virtually practically null with the coagulant Ecotan Bio 90D and 100 in the generation of Green House Gases (GHG), acidification/eutrophication, land use and the removable resources. It is concluded, three coagulants studied in the ACV of the process of coagulation-flocculation are viable for implementation in the wastewater treatment process, provided that best fits the parameters of the process to increase the environmental sustainability, the process life cycle and the coagulant, as well as the reliable enforcement of the 3R.

Key words: coagulation-flocculation, ACV, WWTP, SimaPro.

CONTENIDO

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN

ABSTRACT

GLOSARIO

1. INTRODUCCIÓN	1
1.1 Enfoque legislativo ambiental hacia la implementación de la evaluación del ciclo de vida en las empresas	1
1.2 Evaluación ambiental en los procesos industriales	2
1.2.1 Sostenibilidad en los procesos.....	3
1.3 Análisis del ciclo de vida	3
1.3.1 Estrategias para el desarrollo de modelos del ACV	8
1.3.2 Limitaciones del ACV y sus posibles soluciones	9
1.3.3 ACV para la sostenibilidad.....	11
1.3.4 Modelos del ACV	11
1.3.5 La huella ecológica, hídrica para el estudio del ACV	14
1.3.6 ACV en los procesos de tratamiento de aguas residuales	15
1.4 Proceso de coagulación y floculación en el tratamiento de aguas residuales	20
1.4.1 Coagulación	21
1.4.2 Floculación	25
2. OBJETIVOS	28
3. MATERIAL Y MÉTODOS	29
3.1 Material	29
3.1.1 Reactivos químicos	29
3.1.2 Muestra de agua residual	29
3.1.3 Equipos	29
3.1.4 Base de datos	29
3.1.5 Programa informático	30
3.2 Métodos	30
3.2.1 Descripción de la EDAR de Logroño	30
3.2.2 Zona de muestreo del agua residual.....	35
3.2.3 Propiedades de los coagulantes de estudio	35
3.2.4 Obtención de datos para el desarrollo del inventario	36
3.2.5 Identificación de parámetros de entrada/salida a introducir en el programa	38
3.2.6 Programa SimaPro 8.4.0	40
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	42
5. CONCLUSIONES	51
6. BIBLIOGRAFÍA	52

GLOSARIO

- 3R. Reducir, Reutilizar y Reciclar.
- ACV. Análisis del Ciclo de Vida.
- ADN. Ácido Desoxirribonucleico.
- AFM. Análisis de Flujo de Materiales.
- AFS. Análisis de Flujo de Sustancia.
- COVs. Compuestos Orgánicos Volátiles.
- ca/cc. Corriente alterna/Corriente continua.
- Cp. Capacidad calorífica del agua (4.18 kJ/kg °C)
- DBO. Demanda Biológica de Oxígeno (mg O₂/L).
- DBO₅. Demanda Biológica de Oxígeno a los cinco días (mg O₂/L).
- Dc. Dosis de coagulante (mL).
- DCC. Diseño de la Composición Central.
- DQO. Demanda Química de Oxígeno (mg O₂/L).
- Ea. Energía aportada en el proceso de agitación (kWh).
- EASETECH. Modelo de Análisis del Ciclo de Vida para el análisis de tecnologías ambientales.
- EDAR. Estación Depuradora de Aguas Residuales.
- EDIP2003. Método de caracterización y normalización del Análisis del Impacto del Ciclo de Vida, mecanismo ambiental y el enfoque orientado al daño.
- EIA. Evaluación de Impacto Ambiental.
- EICV. Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida.
- EMAS. Sistema Comunitario de Ecogestión y Ecoauditoría.
- EOL. End of Life.
- EPRI. Electric Power Research Institute.
- Eq.hab. Tratamiento de vertidos equivalente al número de habitantes.
- ERFBM. Eliminación y Recuperación de Fósforo mediante un sistema Biológico Mejorado.
- FBR. Fotobiorreactor.
- GaBi. Programa para desarrollar el Análisis del Ciclo de Vida con base de datos para productos y análisis de procesos de sostenibles.
- GEI. Gases de Efecto Invernadero.
-
- ICV. Inventario del Ciclo de Vida.
- ILCD. Sistema Internacional de Referencia de Datos del Ciclo de Vida de la Comisión Europea.
- IMPACT 2002+. Método orientado a los daños con semejanza al método Ecoindicador 99, pero con los factores de toxicidad.
- IMSU. Intensidad del Material por Servicio Unitario.
- ISO 14000. Sistema de Gestión Ambiental según la Organización Internacional para la Estandarización.
- ISO 14040. Subcapítulo de la ISO 14000 del Análisis del Ciclo de Vida.
- ISO 14046. Subcapítulo de la ISO 14000 del Análisis del Ciclo de Vida.

- ISO. Organización Internacional para la Estandarización.
- LIME. Método japonés que incluye diversas categorías de impacto intermedio y final.
- LSCEA. Test de sensibilidad basado sobre una matriz de formulación de flujos (modelo de transporte).
- LUCAS. Método canadiense de impacto intermedio que adapta los modelos de caracterización TRACI 2001 e IMPACT 2002+.
- m. masa del agua (kg).
- NT. Nitrógeno Total (mg N/L).
- ONU. Organización de las Naciones Unidas.
- PA-N-SE. Derivado de sulfato de amonio de SE Novolak.
- PNUMA. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- PPP/3P. Beneficio, Planeta y Gente.
- PS-N-T. Derivado de sulfato de sodio de T Novolak.
- PT. Fósforo Total (mg P/L).
- Q. Caudal medio diario (m³/día).
- Q_c. Transferencia de calor (kJ; kW)
- RTM. Requerimientos Totales del Material.
- SETAC. Sociedad de Química y de Toxicología Ambiental.
- SimaPro. Programa para desarrollar el Análisis del Ciclo de Vida.
- Simulink/Matlab. Simulación y Diseño basado en Modelos Matlab
- SS. Sólidos en Suspensión (mg/L).
- SST. Sólidos Totales en Suspensión (mg/L).
- SV. Sólidos Volátiles (mg/L).
- t_a. Tiempo de agitación (s).
- Tablas IQ. Indicadores de escala para la medición de impacto ambiental.
- T_b (i) (f). Turbidez inicial (i) y final (f) en Unidades Nefelométricas de Turbidez (NTU).
- TC ISO 14048. Gestión Ambiental del Análisis del Ciclo de Vida.
- T_i. Temperatura inicial.
- TRACI. Programa para la Reducción y Análisis de Químicos y otros Impactos Ambientales.
- TRENS. Tecnología de recuperación de las aguas residuales combinado con procesos de ERFBM y de FBR.
- V_a. Velocidad de agitación (rpm: revoluciones por minuto).
- Valor G. Gradiente de velocidad.
- V_t. Potencial Zeta.
- WaLA. Modelo implementado por Simulink/Matlab.
- ΔT = Temperatura (°C).

1. INTRODUCCIÓN

1.1 Enfoque legislativo ambiental hacia la implementación de la evaluación del ciclo de vida en las empresas

Las iniciativas desarrolladas por los altos mandos directivos encabezados en cada país han generado una presión hacia las empresas con el objetivo de crear conciencia ambiental, ya que los pronósticos generados en cuanto a las reservas naturales, no son del todo alentadores y con la generación de nuevas directivas europeas se pretende obligar a las empresas a eliminar de forma segura sus productos generados al final de su ciclo de vida, cuyo estudio abarca desde la materia prima y su composición, la ubicación de los materiales peligrosos y sus posibles etapas de eliminación, desarrollo de metodologías para el manejo y transporte de este tipo de residuos, etc. Otro propósito de las directivas, aparte de cumplir con los estándares de gestión ambiental enmarcados en la ISO 14000 y en el Sistema Comunitario de Ecogestión y Ecoauditoría (EMAS) es obligar a las empresas a producir productos reciclables en torno al 95%. Este tipo de iniciativas, supone para varias empresas, en especial para las empresas dedicadas a la producción de productos complejos dos principales barreras comerciales: la generación, gestión y control de la información ambiental y la implementación de metodologías para la toma de decisiones en la mejora continua, que representa el estudio de miles componentes por la que está compuesto el producto y por la información ambiental que supone disponer de cada uno de ellos (proveedores poco dispuestos a proporcionar información a detalle de las características ambientales), que en definitiva es una información muy dispersa tanto geográficamente como temporalmente, situación que agravan a las empresas para implementar una mejora continua en sus procesos, por ello que recurren a programas informativos predictivos para la gestión de la información ambiental (Roche, 2004). En este estudio se cree que más del 90% del coste del ciclo de vida de un producto se determina en la etapa de diseño y el 80% del daño ambiental de un producto justo se obtiene después del 20% de la actividad de diseño (Roche, 2004; Seow y col., 2016).

No obstante, las iniciativas del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA/SETAC) y el Sistema Internacional de Referencia de Datos del Ciclo de Vida de la Comisión Europea (ILCD) proporcionan métodos científicos modernos para la creación de políticas ambientales en la que tratan de abordar el inventario de datos para la garantía de calidad empleando el formato de datos de la TC ISO 14048 (Finnveden y col., 2009; Wof y col., 2012). En otra instancia, la Directiva Marco del Agua de la Unión Europea actualmente supone un gran avance en la planificación de los recursos en especial de recurso agua, que establece una serie de principios fundamentales en la gestión del agua en los estados miembros que integra la Unión Europea, destacando el principio “el que contamina paga”, además considera el análisis de rentabilidad para minimizar la contaminación, las medidas e instrumentos económicos relacionados con el precio del agua (Rodríguez y col., 2011).

1.2 Evaluación ambiental en los procesos industriales

Actualmente existen muchas herramientas/metodologías para evaluar aspectos ambientales y de sostenibilidad (en la producción, la implementación de nuevos procesos en el tratamiento de aguas residuales, empleo de nuevos productos amigables con el ambiente, etc.), así como, modelos cuantitativos enfocados en el Análisis del Ciclo de Vida (ACV), inventario de flujo de materiales y la evaluación estratégica ambiental. Toda toma de decisiones está íntimamente ligado con la información disponible, la cual casi siempre cuenta con información limitada, que en definitiva reduce las posibilidades para proporcionar una solución mejorada, por ello es fundamental incorporar diversas instituciones gubernamentales, no gubernamentales e industrias en la toma de decisiones, con la finalidad de ampliar el inventario de bases de datos que permitan realizar un buen análisis de sostenibilidad, evaluación de la tecnología, coste del ciclo de vida, de la química verde, de la ecoeficiencia y sobretodo de contar con varias vertientes para solucionar problemas, dichos actores deben considerar los siguientes aspectos clave (Heijungs y col., 2010).

- Evaluación de costos y beneficios dirigidas desde lo privado a la sociedad.
- Evaluación económica dirigida a aspectos de índole ambiental y social.
- La participación cooperativa y responsabilidad de cada actor involucrado en la toma de decisiones que está siendo participe en alguna actividad (cadena de suministro, ciclo de vida, productor, etc.).

Las cuales también deben estar basadas en los tres principios básicos de sostenibilidad considerada como 3R (reducir, reutilizar y reciclar).

1.2.1 Sostenibilidad en los procesos

El desarrollo sostenible fue acuñado en 1987 por la Comisión de Medio Ambiente y Desarrollo de Naciones Unidas, la cual fue adoptado como un principio de política ambiental por la Organización de las Naciones Unidas (ONU), la Unión Europea y por varios países. Se define como aquello que pueda satisfacer las necesidades de la sociedad actual sin afectar las generaciones futuras, cuyo término está vinculado con la pobreza, equidad, calidad ambiental, seguridad, control poblacional, etc. en donde las áreas prioritarias que abarca todo este estudio las divide en tres: económica, ambiental y social, también conocidas como beneficio, planeta y gente (PPP o 3P). Es de destacar que diversos organismos tanto gubernamentales como no gubernamentales, así como, las empresas han desarrollado una lista de 134 indicadores de sostenibilidad, divididas en 14 temas de índole ambiental (mares, océanos, peligros naturales, etc.), social (datos demográficos, educación, salud, etc.) y económico (consumo, producción, etc.), las cuales tienen una perspectiva al ciclo de vida (Heijungs y col., 2010).

1.3 Análisis del ciclo de vida

El análisis del ciclo de vida nace en el año 1970 teniendo su principal auge en Reino Unido, Suiza, Suecia y Estados Unidos con motivo de evaluar el uso de la energía y la producción de los residuos generados por dicho proceso. En este sentido los principales objetos de estudio fueron productos domésticos (recipientes de bebida, detergentes y pañales) en las que arrojaron resultados sumamente

interesantes que llevaron a establecer la cantidad de energía que se aporta para el transporte-producción-transporte del producto y su correspondiente producción de residuos. Sin embargo, los estudios realizados del ACV se llevaron a cabo en las propias empresas con sus respectivas metodologías, lo cual en cierto modo provocó controversias y el desprestigio de la metodología del ACV para el diseño de productos más amigables con el ambiente. No obstante, hacia el año 1989 la Sociedad de Toxicología Ambiental y Química fue la encargada de establecer la terminología del ACV y de proponer los aspectos clave (definir la unidad funcional, establecer los límites de frontera entre la economía y el ambiente, la asignación de procesos múltiples que cumplen diversas funciones, el reciclaje) para su desarrollo. Posteriormente la Organización Internacional para la Estandarización ISO terminó por acuñar el término del ACV en el año 1994, aunque no impone una metodología estandarizada, pero proporciona una descripción general y las declaraciones normativas coherentes para la aplicación del ACV (Udo de Haes y Heijungs, 2007).

En esencia, el ACV es una evaluación integral que considera aspectos ambientales, de salud humana y los recursos, razón por la que está estrechamente ligado con el análisis de sostenibilidad, debido a que en la tecnología de un producto requiere inevitablemente un análisis de todo el sistema de procesamiento, porque cada toma de decisión puede afectar ahora y en el futuro. La ISO define al ACV como la “compilación y evaluación de las entradas, salidas y los impactos ambientales potenciales de un producto/sistema/proceso a lo largo de su ciclo de vida”, por otro lado, el ciclo de vida lo define como las “etapas interrelacionadas y consecutivas de un sistema/producto, esto a partir de la adquisición de la materia prima o la generación de los recursos naturales para la disposición final”. También el ACV tiene como objetivo generar información relevante para la toma de decisiones en el caso de la elección de un producto entre diferentes competidores, diferentes proveedores de un producto, componentes o materiales, en los procesos de producción, en la gestión de residuos, etc. y los resultados derivados del ACV permiten proporcionar la

identificación de partes y aspectos en donde se pueda realizar la mejora continua aportando mayor rendimiento al proceso (Höjer y col., 2008). La idea de la ISO 14040 desde la “cuna a la tumba” incide en cuatro fases del ACV, que son (Maamar y col., 2016; Heijungs y col., 2010; Manuilova y col., 2009):

- Objetivo, alcance, unidad funcional y definiciones concernientes a la ISO 14040.
- El Inventario del Ciclo de Vida (ICV). Es un diagrama de árbol que representa todos los puntos relevantes en el proceso para producir, transportar, usar y desechar los productos generados, tanto a las entradas (materia prima, energía, otros procesos, etc.) como a la salida (emisiones, aguas residuales, etc.)
- La Evaluación del Impacto del Ciclo de Vida (EICV). Es la etapa encargada de transformar las entradas y salidas en valoraciones definidas como impactos ambientales (cambio climático, explotación/agotamiento de recursos, etc.), para esta transformación es necesario el uso de un software comercial (SimaPro o GaBi).
- Interpretación del ciclo de vida.

Todas ellas, aplicadas en las directrices del desarrollo y mejora del producto, en la planificación estratégica, en la política pública, en el marketing, etc. y que además cumplan con la función de entablar o facilitar una comunicación efectiva entre científicos, profesionales y otros integrantes capaces de proporcionar críticas constructivas (Heijungs y col., 2010).

En el ACV se pueden distinguir dos sistemas conocidos como de primer plano y de fondo, ambas están estrechamente vinculadas (Höjer y col., 2008; Finnveden y col., 2009).

- Sistema de primer plano (foreground): proporciona información específica de proveedores y operadores.

- Sistema de fondo/externos (background): proporciona información de todo el proceso como de la materia prima consumidos, el gasto energético y de las bases de datos específicas empleadas.

Además de estos dos sistemas, el ACV tiende a clasificarse en:

- Atribucional: tiene como objetivo describir aspectos ambientales mediante sistemas de flujos de entradas y salidas, sus subsistemas y el impacto ambiental asociado a los flujos (análisis que proporciona una predicción de los impactos ambientales de la generación futura de electricidad y la gestión de residuos).
- Consecuencial: tiene la finalidad de describir el efecto que tendrán aquellos cambios o flujos físicos sobre el ambiente.

Ambas clasificaciones se pueden aplicar en sistemas futuros o bien en sistemas pasados y actuales. Los sistemas de tipo atribuible excluye aquellos efectos que sufren una variación en la producción de bienes/servicios de un sistema sobre las cargas ambientales del sistema conocidas como datos marginales y en el caso de los sistemas consecuentes está sí que emplea los datos marginales cuando son relevantes para evaluar las consecuencias, por ende, la elección de uno u otro sistema influye de manera significativa en los límites del sistema en la asignación y en la elección metodológica de una unidad funcional (Höjer y col., 2008; Finnveden y col., 2009). La elección de un sistema consecuencial puede requerir la combinación integrada entre diferentes herramientas y expertos en el área, para resolver problemas complejos de carácter científico y administrativo. También, estos dos sistemas se distinguen fundamentalmente por el tipo de decisiones que son (Finnveden y col., 2009):

- Ocasionales, relativas al cumplimiento específico de una función.
- Estructurales, relacionadas a las funciones suministradas con regularidad y,

- Estrategias las que proporcionan funciones ya sea por un determinado tiempo o bien de un tiempo indefinido, dichas decisiones son diferentes para cada sistema, ya que varían en función del tiempo e impacto.

Actualmente con el desarrollo de nuevas metodologías la EICV es dependiente del sitio, en las que emplean factores de caracterización específicos de cada país determinado y región, con lo cual proporciona una visión más amplia de los impactos ambientales. Los modelos empleados para este tipo de caracterización y que son específicos de cada país son los modelos europeos IMPACT 2002+ y EDIP2003; Modelo japonés LIME; Modelos estadounidenses TRACI y LSCEA; y el modelo canadiense LUCAS. En los software empleados en este tipo de análisis tienen integrado, usualmente, una base de datos (Sistema del Ciclo de Vida de referencia europea, Inventario de la Base de Datos de los EE.UU., Ecoinventario Figura 1, etc.). Una limitante de las bases de datos con las que cuenta cada software es que no incluye algunos procesos relacionados al tratamiento de aguas, por lo que puede limitar el estudio del ACV (Maamar y col., 2016; Seow y col., 2016; Manuilova y col., 2009).

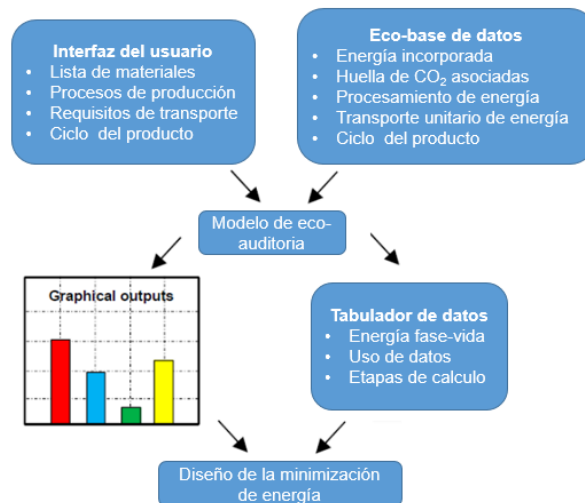


Figura 1. Modelo simplificado de la eco-auditoria/inventario en el ACV (extraído de Seow y col., 2016).

Una forma de diferenciar la metodología del ACV con otras metodologías como la EIA (Evaluación de Impacto Ambiental) que tienen el mismo propósito de apoyar en la toma de decisiones de carácter ambiental, radica en que el ACV tiene como objetivo en evaluar el rendimiento ambiental de un proceso producto o servicio e identifica las posibles mejoras en función al ciclo de vida, es una herramienta analítica de mejora de los procesos, comunica los impactos ambientales globales potenciales y realiza una planificación estratégica a largo plazo, en los límites del sistema considera los impactos globales y regionales a lo largo del ciclo de vida, tiene un enfoque espacial de sitios no específicos y de sitios dependientes en el caso de la EICV, cuyas fortalezas se basan en un análisis exhaustivo desde la “cuna a la tumba”, que también es usado como validación de los límites del sistema y dentro de las debilidades de la metodología se pueden encontrar los aspectos económicos y sociales. Además, el empleo de la base de datos de los impactos del ciclo de vida se deben manejar con suma cautela porque difieren de un país a otro y por ende se deben exponer con extrema confidencialidad para no generar conflictos (Manuilova y col., 2009).

1.3.1 Estrategias para el desarrollo de modelos del ACV

Las estrategias para la generación de un modelo de ciclo de vida de un producto consta de cuatro etapas (extracción de la materia prima, fabricación, uso y el final de su ciclo), en la que cada etapa los materiales y la energía son consumidas en el producto y generan desechos, una vez que el producto haya llegado al punto final de su ciclo se debe de tomar una decisión para reciclarla o eliminarla. Para cumplir con un modelo eficiente es necesario tomar en cuenta los siguientes aspectos (Roche, 2004):

- Seleccionar materiales y procesos de bajo impacto ambiental en todas las etapas que involucre el ciclo de vida.
- Reducir o bien optimizar el consumo de recursos del ciclo de vida (materiales y energía en el proceso).

- Reducir los flujos de generación de residuos del ciclo de vida (materiales y energía) en cada una de las fases.
- Proporcionar la sostenibilidad de los recursos al extender el ciclo de vida de los productos mediante las 3R.

Cada uno de los puntos están directamente conectados con bucles de información que caracterizan el producto (Figura 2).

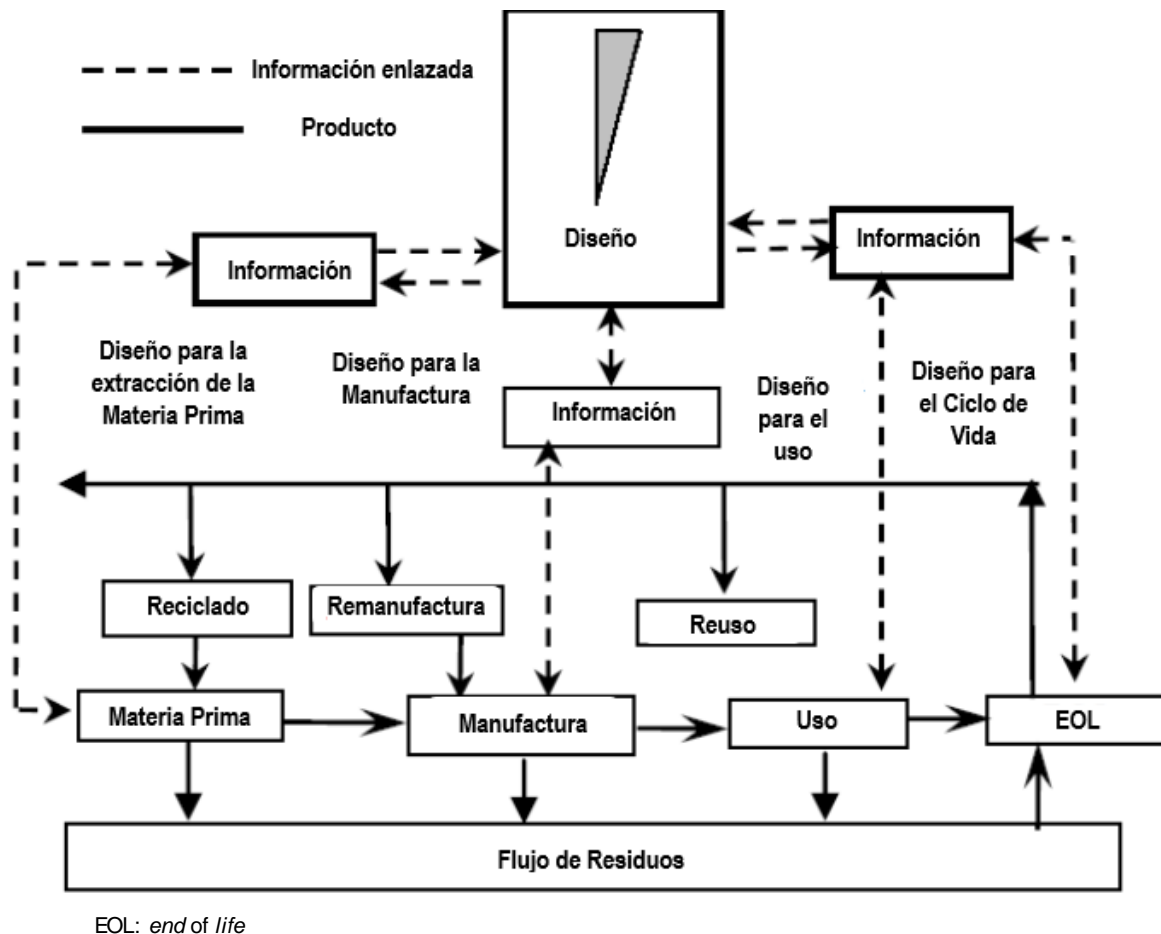


Figura 2. Modelo y fases del ciclo de vida del diseño de procesos.

1.3.2 Limitaciones del ACV y sus posibles soluciones

La implementación de la metodología del ACV tiene ciertas limitaciones en cuanto a definir el límite/escala del sistema (todo proceso conlleva un antes y un después

que se deben de considerar), el tipo de resolución espacial y temporal (generalmente el ACV es desarrollado a escala global sin hacer la diferenciación espacial a además este tipo de análisis es de carácter estacionario), el tipo de sistema (el ACV al ser un análisis lineal no considera los sistemas de fondo que implican sustancias tóxicas) y el tipo de impactos a incluir en el análisis (no todos los impactos se pueden estudiar en el ACV, en este caso, los impactos relacionados con la energía nuclear que presentan impactos potenciales catastróficos) (Manuilova y col, 2009). También es de resaltar que la gran variedad de los programas computacionales predictivos desarrolladas para el ACV no son compatibles con la mejora continua ambiental, sino que están más enfocados al diseño de procesos (Roche, 2004). Por otro lado, la discrepancia del reporte de resultados que al determinarse con programas predictivos posiblemente no se acerquen a los valores reales, en este sentido se distinguen tres fuentes de discrepancia relacionados con la fuente y uso de datos (puede mostrar variabilidad, pueden ser erróneos dados por un error tipográfico -unidades, confusión de punto decimal con el separador de miles-, especificación incorrecta, proporcionar datos incompletos en procesos carentes de emisiones, etc.), la elección de los límites del sistema (incongruencia de los objetivos, alcances y alternativas para ciertos procesos o diferentes productos) y las inter-relaciones entre las entradas-emisiones-desechos provocados por los impactos a largo plazo (pueden ser sensibles al tipo de algoritmo elegido, las inter-relaciones pueden estar truncadas con lo que no refleja la verdadera relación entre uno y otro y, en su conjunto). Estas discrepancias reportadas en este tipo de estudios están siendo tratadas por diversas entes, de forma científica, social y estadística, para proporcionar recomendaciones que puedan minimizar de manera significativa los errores (Finnveden y col., 2009).

- El tratamiento científico hace referencia al realizar una investigación más exhaustiva para disponer de datos fiables a fin de mejorar los modelos de análisis.

- El tratamiento social se refiere en realizar reuniones con las partes interesadas (Comisión Europea-industria-PNUMA-asesores científicos) para discutir los diferentes puntos relacionados con la discrepancia de los datos y sus problemas con la finalidad de encontrar un consenso viable al uso de datos y las elecciones, así como, de proporcionar una referencia para las futuras discusiones científicas en el marco de desarrollo.
- El tratamiento estadístico es empleado en este tipo de estudios para incorporar las discrepancias con el objetivo de desarrollar/analizar diferentes escenarios con las diferentes combinaciones de datos de entrada, hace uso de la estadística clásica (distribución de probabilidad, prueba de hipótesis, etc.), la simulación de Monte Carlo (toma en cuenta los riesgos asociados en el análisis cuantitativo y en la toma de decisiones), los métodos analíticos basados en el error de propagación de incertidumbres de primer orden, las pruebas estadísticas no paramétricas, el análisis Bayesiano, la teoría de conjuntos difusos y en los métodos de incertidumbre cualitativa basados en los indicadores de calidad de datos.

1.3.3 ACV para la sostenibilidad

Una forma de integrar aspectos ambientales en el ACV de los procesos es incorporar dentro de ella un apartado de la metodología del análisis sostenibilidad, para ampliar el alcance de estudio a tres aspectos primordiales (social, económico y ambiental) que proporcionen más indicadores de eco-eficiencia combinada, debido a que la mayoría de las empresas de los diversos sectores sólo emiten reportes parciales, relacionados a la cadena de suministro/consumidor y de sus productos. Estos indicadores se apoyan de reglas/fórmulas y modelos, tales como las tablas IQ y las fórmulas ISO-ACV (Heijungs y col., 2010).

1.3.4 Modelos del ACV

En esta sección se abordarán los modelos del ACV basados en un enfoque sostenible, que no solo tenga en cuenta las relaciones tecnológicas para el análisis de inventario y los mecanismos ambientales para caracterización, sino

que incluya más mecanismos en el ACV como los impactos económicos, impactos sociales o impactos ambientales, que actualmente no son cubiertos (Heijungs y col., 2010).

Modelos técnicos

Los modelos técnicos tratan de describir las etapas causales que conectan dos actividades económicas y constituyen el elemento central del análisis de inventario de un ACV. La actividad económica de consumo de algo está conectada con la actividad económica de la producción de electricidad y a su vez con la producción previa del producto, así mismo, con la actividad económica a posteriori del tratamiento de residuos que se puedan generar del producto. Estas relaciones, también se pueden incorporar como condición sine qua non, para que los logros sean fácilmente observables/examinables en cada una de las etapas que conlleva la producción de un producto (desde la “cuna a la tumba”) (Heijungs y col., 2010).

Modelos físicos

Los modelos físicos tratan de establecer las limitaciones y el potencial de una tecnología concerniente al estado de uso del sistema tierra en cuanto al gasto de energía, cuyos límites involucra sustancias/materiales para el Análisis de Flujo de Sustancia (AFS) y el Análisis de Flujo de Materiales (AFM). Sin embargo, el modelo físico cuenta con ciertas limitaciones, ya que no cuenta con una relación estrecha con el análisis de sostenibilidad de las tecnologías, pero puede mostrar de alguna manera opciones viables en la aplicación del ACV cuando las restricciones son pequeñas o ausentes (Heijungs y col., 2010; Finnveden y Moberg, 2005).

El AFM tiene diferentes enfoques, en especial a la entrada, en la que se pueden distinguir los Requerimientos Totales del Material (RTM: calcula el total de insumos para la sociedad tanto directos como las entradas ocultas), la Intensidad del Material por Servicio Unitario (IMSU: calcula la intensidad de las entradas de materiales del sistema, cuyo objeto de estudio es el producto/servicio, que constan

de materiales abióticos, bióticos, agua, aire y suelo) y el AFS (estudia las entradas de sustancias específicas ya sea dentro de una región o bien desde la “cuna a la tumba” y también es empleado para rastrear las salidas) (Finnveden y Moberg, 2005).

Modelos ambientales

Los modelos ambientales se basan en el estudio de los procesos ambientales (vías de degradación) que se llevan a cabo una vez que el producto químico/tóxico ha abandonado el dominio tecnológico y este es liberado al ambiente, en donde se dispone del sistema agua, suelo y aire, que por la presencia de microorganismos propios del sistema agua y suelo y, por la acción fotolítica, entre otros mecanismos dispersos en el ambiente pueden degradar el contaminante, teniendo como productos de la degradación compuestos inocuos o bien otros compuestos tóxicos que no ha sido posible degradarlos por esta vía, las cuales entran en la cadena trófica vía adsorción en los cultivos, después estos son consumidos por los animales y estos por los humanos, teniendo un efecto negativo a la salud humana. Los modelos realizados en este aspecto son de efecto tóxico, sin considerar los Gases de Efecto Invernadero (GEI: sustancias que agotan la capa de ozono, etc.), por ello es importante el desarrollo de modelos que engloben los GEI y de los recursos para que sean integrados en el ACV (Heijungs y col., 2010).

Modelos microeconómico

Los modelos microeconómicos son aquellos que funcionan en un micromercado con un vínculo directo e indirecto con otros mercados (modelo de equilibrio), así se habla, de la explotación de ecosistemas a cambio de una demanda que solicita la sociedad. Un ejemplo típico de esto es la producción de bioetanol a partir de maíz, la cual conlleva la explotación de sistemas agrícolas para una mayor producción de maíz teniendo como impacto la hambruna (aumento de precios a cambio de la explotación de otros productos). Este tipo de modelos nos permite evaluar la sostenibilidad de las tecnologías (Heijungs y col., 2010).

Modelos meso y macroeconómicos

La macroeconomía implica una mayor producción y un mayor requerimiento de insumos con el menor aporte de trabajo y capital para la expansión de procesos y tecnologías, estos elementos forman parte del análisis de sostenibilidad (Heijungs y col., 2010).

Modelos culturales y de política institucional

Este tipo de modelos aborda aspectos de aceptación y rechazo por parte de la sociedad con respecto a las nuevas tendencias tecnológicas. En otra instancia los nuevos avances tecnológicos desarrollados en las industrias o bien tanto en instituciones de educación, las cuales conllevan un registro de la innovación son sometidos a estrictos controles de política pública (Heijungs y col., 2010).

1.3.5 La huella ecológica, hídrica para el estudio del ACV

La huella ecológica es una herramienta de evaluación aplicado a diferentes objetos que sean de interés y se utiliza principalmente en regiones, naciones, etc. pero actualmente es empleado como herramienta de análisis para determinar las diferentes emisiones implicadas en los procesos (Finnveden y Moberg, 2005). Mientras que la huella hídrica es una herramienta que permite evaluar/comprender el impacto potencial relativo entre las instalaciones de proceso y las cadenas de suministro, evalúa los impactos indirectos de tecnologías modernas y proporciona mejoras en el uso del agua en un entorno de sostenibilidad (Figura 3). Esta metodología se encuentra en la norma ISO 14046 y en una primera aproximación la huella hídrica es la medida volumétrica de consumo de agua definidas en tres categorías (agua azul –agua procedente de los recursos hídricos dulces-, agua verde –agua de evaporación que se experimenta de forma natural en el ciclo del agua- y agua gris –agua contaminada producto de los procesos industriales-) (Northey y col., 2016).

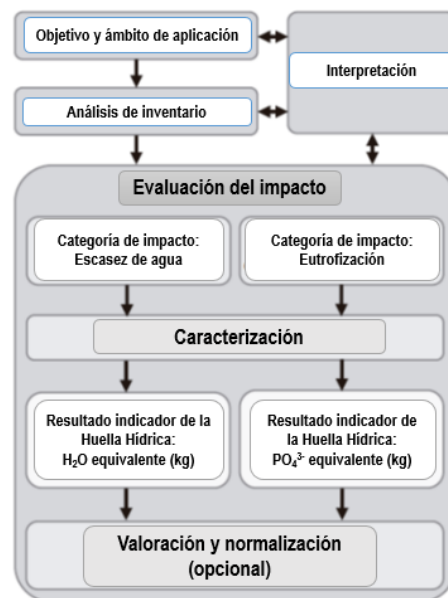


Figura 3. Fases de la Evaluación de la Huella Hídrica (extraído de Northey y col., 2016).

1.3.6 ACV en los procesos de tratamiento de aguas residuales

Diversos procesos de tratamiento de aguas conllevan una serie de etapas en las que en cierta forma existe un consumo intrínseco de energía para el funcionamiento de equipos en las etapas de recepción, distribución, tratamiento y descarga de aguas, así como, el consumo de reactivos químicos, la generación/emisión de residuos/Compuestos Orgánicos Volátiles (COVs) en cada una de las etapas de tratamiento, mismas que se tienen que integrar en el ACV del proceso con previa a la implementación, esto con la finalidad de optimizar el proceso reduciendo los costos y la generación de contaminantes que pudieran generar un mayor impacto ambiental.

Generalmente el ACV en los procesos de tratamiento de aguas residuales se cuantifica el uso de energía consumida en cada una de las etapas del proceso por el volumen de agua tratada. El consumo de energía está directamente relacionado con los sistemas de bombeo empleados e instalados en las redes de distribución definidas en cada etapa, la cual suele representar un consumo promedio de energía de 60 a 85 % del total de la electricidad. Otro sistema, en

donde se ve reflejada el mayor consumo de energía es la asociada con los sistemas de mezclado, que son necesarios en el proceso de floculación y coagulación, para ello en el diseño típico en el tanque de mezcla rápida se establece una raíz de media cuadrática en el gradiente de velocidad (valor G) de 600 a 1000 s^{-1} (Vadasarukkai y Gagnon, 2017); la Electric Power Research Institute (EPRI, 2002) reporta que en esta etapa prevalece un consumo de 308 kWh/día que representa 37850 m^3 /día de tratamiento de agua residual superficial, además la EPRI estima un incremento en el consumo de energía del 23% en el año 2020 y hasta un 63% en el 2050 (Carter y Copeland, 2017). Este consumo de energía representa un impacto ambiental en cuanto a la generación de GEI consideradas por el uso de combustibles fósiles, energía nuclear, etc. Pero de acuerdo a las experiencias de varios investigadores, recalcan que el proceso de floculación-coagulación representa un gran potencial en el ahorro de energía, si se aplica un rango de intensidad de mezcla baja de $110 s^{-1} < G < 450 s^{-1}$ para la reducción efectiva de la turbidez y de la materia orgánica disuelta (Vadasarukkai y Gagnon, 2015), no obstante, el rendimiento de la coagulación estará influenciado con la filtrabilidad del sobrenadante, del tipo de aguas a tratar (agua superficial de baja y alta turbidez) y además del tipo de coagulante en donde se podrá requerir una G de 200 a 800 s^{-1} según el tipo de mezclador (mezclador mecánico convencional o mezclador instantáneo), en la que los mejores resultados para la reducción de la turbidez, partículas, materia orgánica disuelta se presenta en la línea de mezcla intensiva con valores de $G > 5000 s^{-1}$, también permite la reducción de la dosis de coagulante hasta de un 40 % comparado con la prueba de jarras (Lin y col., 2013; Byun y col., 2005; Kan y col., 2002). Además, se habla de que una mezcla rápida promueve la distribución efectiva del coagulante produciendo la floculación subsecuentemente la coagulación (Sheng y col., 2006).

Actualmente el ACV integra la evaluación del impacto ambiental de los productos empleados en el tratamiento de aguas residuales. En un estudio realizado por Bajdur y col. (2017) para la evaluación del impacto ambiental de los floculantes poliméricos permite identificar las fuentes de riesgo e impacto de los nuevos

productos generados para este tipo de reactivos, que son de gran importancia en el proceso de coagulación debido a los costes que generan, la cantidad de reactivos químicos añadidos, en el estudio establecen que el derivado de sulfato de sodio de T Novolak (PS-N-T) reduce significativamente los indicadores de contaminación (consumo de oxígeno, nitrógeno amoniacal, sulfatos, cloruros, dureza, etc.) en el tratamiento de aguas residuales metalúrgicos que el reactivo del derivado de amonio de SE Novolak (PA-N-SE).

No obstante, dentro de los estudios recientes del ACV en el tratamiento de aguas residuales, ya no solo se enfoca al estudio del consumo de energía y las emisiones en las diferentes etapas del proceso, sino también se ha hecho un gran avance en el desarrollo de metodologías correspondientes a la eliminación de nutrientes, tratamientos terciarios o avanzados, el tratamiento y la eliminación de fangos/lodos/materia orgánica, el impacto ambiental especialmente en el calentamiento global, acidificación, toxicidad por metales pesados y de productos farmacéuticos y de cuidado personal que están asociados con el tratamiento de las aguas y los lodos destinados para la agricultura (Rodríguez y col., 2011).

Otro uso del ACV se centra en la recuperación de recursos no renovables como el fósforo a partir del tratamiento de aguas residuales por el sistema TRENS (Eliminación y Recuperación de Fósforo mediante un sistema Biológico Mejorado-ERFBM--Fotobiorreactor –FBR-). En la que la medición de impactos ambientales se realizó empleando el modelo EASETECH que simula a escala completa diferentes escenarios del agua recuperada y los nutrientes en los sistemas de riego agrícola como en la fertilización y recarga de acuíferos. En donde el sistema TRENS permite reducir hasta un 15% el calentamiento global, pero existe un impacto negativo de un 9% debido a la eutrofización, otro impacto importante es la liberación de metales pesados en la tierra de los nutrientes recuperados (Fang y col., 2016). Además de estos estudios, el modelo WaLA (implementado en Simulink/Matlab) empleado para el ACV de aguas urbanas de la zona suburbana de París, Francia, permite estudiar futuros problemas (evolución de la demanda de

agua, el aumento de la escasez de agua) y las respuestas de política pública (elecciones de recursos hídricos y tecnologías), para ello el modelo combina diferentes componentes de estudio como las tecnologías, usuarios y recursos del sistema de agua urbana, así que un futuro cercano los pronósticos en cuanto a la privatización del agua tendrá un efecto significativo ligado a las elecciones de la gestión del agua y los efectos del cambio climático (Loubet y col., 2016).

Un estudio enfocado a optimizar los procesos de tratamiento de aguas residuales permitirá implementar nuevas metodologías que contribuirán a desarrollar una gestión efectiva de los recursos energéticos, el coste y la huella de carbono. Sin embargo, es necesario definir correctamente los límites del sistema para abordar todas las emisiones al exterior.

Factores unitarios para el ACV en los procesos de tratamiento de aguas residuales

En el inventario de datos para el ACV en los procesos de tratamiento de aguas residuales se debe de definir la unidad funcional con la que trabajará (factor volumétrico), dado que este factor influye de forma significativa en los resultados finales. Un ejemplo de inventario de datos para el ACV, es la que se encuentra de forma esquemática en la Figura 4, así mismo, el inventario empleado en el ACV en dos plantas de tratamiento de aguas residuales en Betanzos (6250 m³/día) y Calafell (12000 m³/día) registradas en las campañas de muestreo en verano e invierno son las siguientes (Lorenzo y col., 2015, 2016, 2016a; Singh y col., 2016):

- Influyente: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Totales en Suspensión (SST), Nitrógeno Total (NT), Fósforo Total (PT). Todas expresadas en g o mg.
- Etapa de pretratamiento: energía de consumo (electricidad –kWh-), residuos generados (arena –kg-, grasa –kg-, residuos sólidos municipales –kg-), transporte (camión de arena, grasas y residuos municipales de una

capacidad de 7.5 a 16 t -kg·km-), emisiones directas de GEI (CH₄ -mg-, N₂O -mg-).

- Tratamiento físico-químico: energía y químicos empleados (electricidad - kWh-, FeCl₃ -kg-, polielectrólitos -kg-, NaOH -kg-, CaSO₄ -kg-), transporte en furgoneta <3.5 t -kg·km-, emisiones directas de GEI (CH₄ -mg-, N₂O -mg-).
- Reactor biológico: energía (electricidad -kWh-), emisiones directas de GEI (CH₄ -mg-, N₂O -mg-).
- Decantación secundaria: energía y químicos (electricidad -kWh-), emisiones directas (CH₄ -mg-, N₂O -mg-).
- Homogeneizador: energía y químicos (electricidad -kWh-), emisiones directas (CH₄ -mg-, N₂O -mg-).
- Filtrado de lodos: energía y químicos (electricidad -kWh-, polielectrólito -kg-), transporte en furgoneta <3.5 t -kg·km-), emisiones directas (CH₄ -mg-, N₂O -mg-).
- Silo de lodos: transporte (camión de 16 a 32 t -kg·km-), emisiones directas de GEI (CH₄ -mg-, N₂O -mg-).
- Microcontaminantes de productos de cuidado personal y farmacéutico presentes en el influente y efluente: celestolida, galaxolida, tonalida, ibuprofeno, naproxeno, diclofenaco, bisfenol A, triclosan, eritromicina, fluoxetina, roxitromicina, sulfametoxazol, trimetoprima, citalopram, carbamazepina, diazepam, estrona, 17 β-estradiol, 17 α-etinilestradiol. Todos reportados en ppb (µg/m³).
- Influyente: Demanda Química de Oxígeno (DQO), Sólidos Totales en Suspensión (SST), Nitrógeno Total (N_T), Fósforo Total (P_T). Todas expresadas en g o mg.

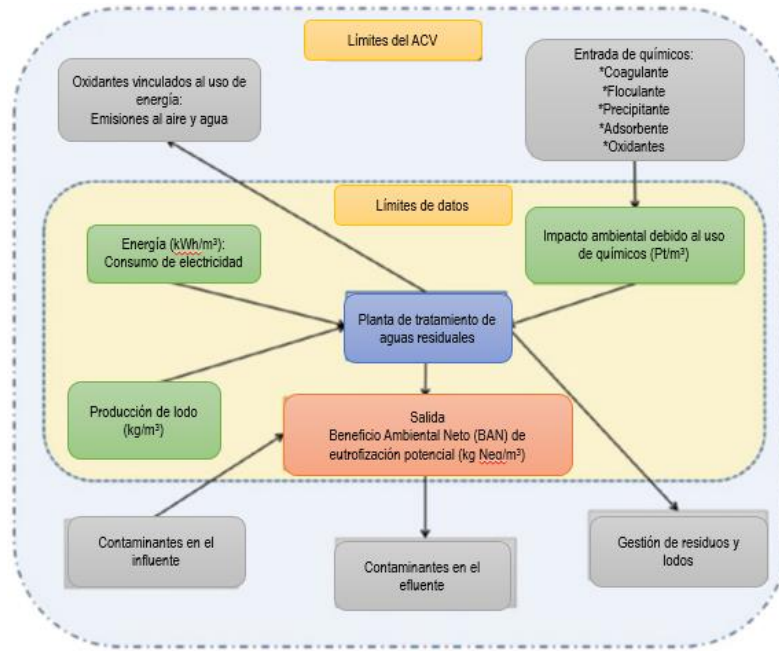


Figura 4. Representación esquemática del inventario del ciclo de vida en el ACV para cada unidad de decisión (extraído de Lorenzo y col., 2015).

En general los desechos sólidos municipales se tratan por incineración con recuperación de energía. En el caso de las arenas al ser inertes se eliminan en vertederos y las grasas se estabilizan por medio de la adición de cal/cemento antes de su eliminación a depósitos seguros. En el modelado también se consideran las emisiones al aire (N_2O , NH_3 , CO_2 , CO , SO_2), agua (NO_3^- y PO_4^{3-}) y lodos (N_2O , NH_3 , PO_4^{3-}) (Rodríguez y col., 2011; Lorenzo y col., 2016; Singh y col., 2016).

1.4 Proceso de coagulación y floculación en el tratamiento de aguas residuales

El proceso de floculación-coagulación es uno de los tratamientos convencionales más utilizados en el tratamiento de aguas residuales, es de tipo fisicoquímico que generalmente se encuentra en la etapa de tratamiento primario avanzado (Mohtar y col., 2016; Jiménez, 2001). Este proceso consiste fundamentalmente en la desestabilización de coloides para favorecer la sedimentación de los sólidos disueltos en el agua residual, con la que se logra mediante la ayuda/adición de

dos productos químicos/polímeros (una actúa como coagulante y la otra como floculante) y la consiguiente aplicación de un sistema de mezclado. Es considerado como un proceso eficiente, debido a que tiene la capacidad de remover partículas y otros contaminantes (compuestos orgánicos, micro-contaminantes, aceites y grasas, etc.), es un sistema de bajo costo para su implementación porque no requiere de equipos sofisticados ni de un amplio conocimiento en su operación y, actualmente con el empleo de coagulantes naturales el sistema resulta más sostenible y amigable con el ambiente, por reducir los índices de toxicidad y la dosis de uso (Oladoja, 2015; Dorca y col., 2017). Dentro de los parámetros más importantes que pueden afectar el proceso de coagulación y floculación para la reducción de contaminantes presentes en el agua residual se distingue el tipo/origen del agua a tratar, el pH, el tipo/naturaleza del coagulante/floculante (reactivo químico, polímero orgánico o sintético), la concentración/dosis de coagulante y floculante, el tiempo y velocidad de mezcla, el tiempo de retención y la densidad de corriente (Ioannou y col., 2015).

1.4.1 Coagulación

En la coagulación se considera la existencia de partículas suspendidas en el agua a un pH neutro, cuya carga superficial es negativa y los iones positivos que están en la disolución son atraídos y absorbidos hacia las partículas aniónicas. En este punto se puede observar tres o hasta cuatro zonas bien definidas (Figura 5a) (Concha, 2014):

- Capa superficial del coloide de carga negativa con un potencial eléctrico conocido como Nerst.
- Capa de Stern conformada por iones catiónicos que son atraídos por la superficie coloidal de carga negativa y cuyo potencial eléctrico es conocido como Stern.
- Capa difusa de Gouy-Chapman conformada por iones móviles que van hasta la superficie neutra de la disolución.

- Capa doble es la constituida por la capa de Stern y la difusa y son de suma importancia para determinar las fuerzas superficiales que actúan entre las partículas.

Como se ha podido observar en este sistema las partículas coloidales cargadas constan de un potencial eléctrico a considerar, se dice que cuando la disolución fluye a través de la partícula prevalece una cierta inmovilización a una distancia determinada de la superficie conocida como plano de corte y, la diferencia de potencial eléctrico entre el plano de corte y el V_t es conocida como el Potencial Zeta. Además, es importante tener en cuenta las interacciones que ocurren en dicha disolución, que la mayor parte depende de las fuerzas de la superficie (fuerzas repulsivas electrostáticas de iónicas de largo alcance y las fuerzas atractivas de London-van der Waals de corto alcance) (Figura 5b). La estabilidad de la suspensión ocurre debido a la combinación de fuerzas moleculares dispersivas e ion-electrostático produciendo así partes difusas de las capas dobles eléctricas de dos partículas que se superponen, la presencia de esta barrera (parte difusa) evita que las partículas superficiales se acerquen lo suficiente para que las fuerzas de van der Waals actúen. Las partículas que se aproximan tenderán a ser atraídas por fuerzas de van der Waals, mientras que cuando no hay fuerza contraria, las partículas se coagularán, experimentando un estado de agregación y estas saldrán de la suspensión (Figura 5c) (Concha, 2014).

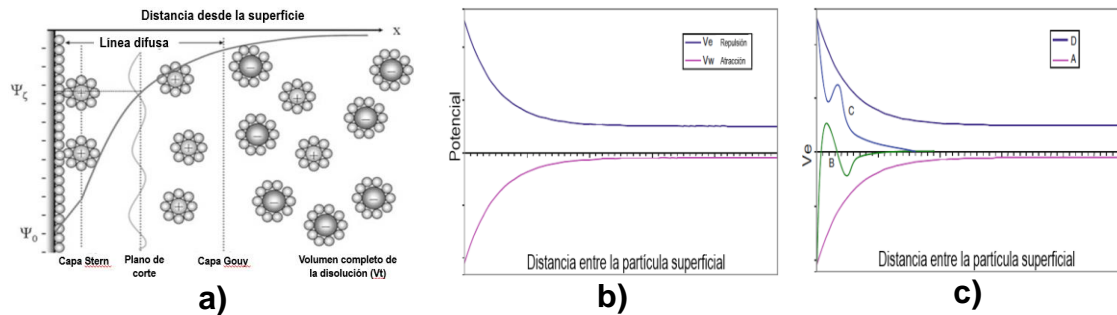


Figura 5. Estados que experimentan las partículas en suspensión: a) formación de las diferentes capas según las cargas y la distribución potencial; b) tipos de interacción de las partículas y c) tipos de interacción en función de las fuerzas repulsivas (A: coagulación rápida e irreversible -sistema inestable y las partículas sólo experimentan fuerzas de atracción de potencial bajo-; B: coagulación lenta primaria -repulsión con barrera de potencial alto- y secundaria -potencial mínimo-; C: coagulación con energía de barrera y D: estado de dispersión).

En general en la coagulación se procura la adición de coagulantes inorgánicos/iones multivalentes como Al^{3+} , Fe^{3+} , Fe^{2+} , Ca^{2+} o Mg^{2+} para favorecer la formación del coágulo neutralizando la carga superficial o bien comprimiendo la capa doble, permitiendo que las partículas estén lo más cercano posible para que las fuerzas de atracción actúen. Siendo los iones de hierro y aluminio los más empleados en el tratamiento de aguas (clarificación, eliminación de Demanda Biológica de Oxígeno -DBO- y fosfatos), ya que tienen una doble función (coagulante \Leftrightarrow floculante). Sin embargo, este tipo de iones son sensibles a variaciones de pH, teniendo una baja eficiencia al no estar dentro del rango de pH (Concha, 2014). Algunas de las características que presentan algunos iones multivalentes son las que se listan a continuación (Hofman y Hofman, 2017):

- Sulfato de aluminio: es eficiente a pH 6 a 8, se caracteriza por producir flóculos de pequeña dimensión y son en especial esponjosos, se emplea generalmente en el tratamiento de agua potable y en la reducción de coloides orgánicos y fósforo.
- Sulfato férrico: es eficiente a un rango de pH 4 a 11, es ampliamente utilizado en aguas residuales urbanas e industriales por la formación de

flóculos grandes y densos, provocando una precipitación rápida. No es empleado en el tratamiento de agua potable debido a la producción de color.

En la Figura 6 se presentan dos tipos de diagramas de dos iones que reflejan las condiciones de trabajo óptimas (pH y concentración de ion) para que ocurra la mayor eliminación de contaminantes suspendidos en un medio acuoso y en donde se presenta la mayor eficiencia del proceso de coagulación, que prácticamente se da en el punto de coagulación de barrido.

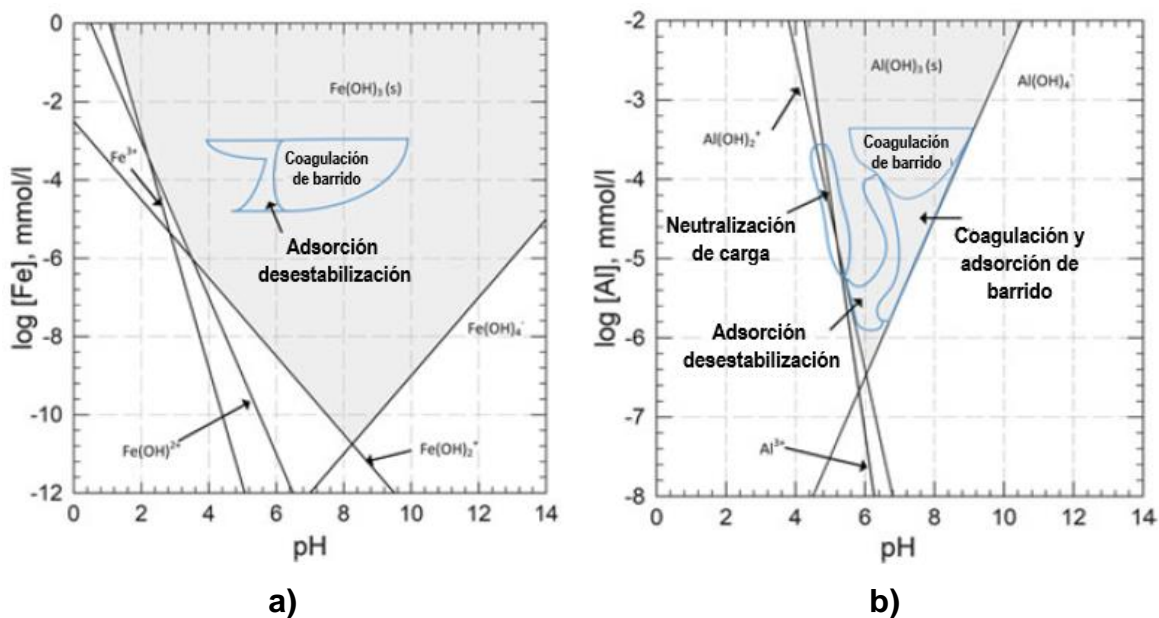


Figura 7. Diagramas de dos iones a) hierro y b) aluminio con sus correspondientes condiciones paramétricas para la optimización del proceso de coagulación (Hofman y Hofman, 2017).

No obstante, los recientes estudios en el tratamiento de aguas residuales basados en procesos fisicoquímicos (coagulación y floculación) están sustituyendo los coagulantes químicos por coagulantes orgánicos (polielectrolitos) de menor impacto ambiental como los que son de procedencia natural, es decir, polímeros de especies del género *Plantago*, las especies de *Phaseolus vulgaris*, actinobacterias (grupo de bacterias gram positivas), los derivados de almidón, los provenientes de los extractos polifenólicos y sus derivados, las especies del

género *Opuntia* spp., quitosano, las semillas (*Ipomoea*, goma, *Cactus latifaria*, *Prosopis juliflora*, *Sterculia lychnophora*), *Moringa Oleifera*, *Cassia obtusifolia*, *Ocimum basilicum*, etc. (Oladoja, 2015; Mateus y col., 2017; Rebah y Siddeeg, 2017; Saritha y col., 2017), o bien, los polímeros de origen sintético, destacando la poliacrilamida (formado por monómeros de acrilamida) que es catiónico, multifuncional y es un agente de importancia industrial en el tratamiento de aguas residuales, mostrando un efecto sinérgico en la neutralización de la carga y la adsorción puente (Mansri y col., 2015).

Existen otro tipo de agentes comúnmente conocidos como auxiliares/coadyuvantes de la coagulación y que se usan en concentraciones relativamente bajas con la finalidad de producir flóculos más grandes y acelerar la precipitación/sedimentación (Jiménez, 2001):

- Oxidantes: cloro y ozono
- Agentes ponderados: arcilla
- Sílice activada
- Polímeros de origen natural y sintético de alto peso molecular, de cadena larga, cuyas cargas pueden ser positivas, negativas, neutras y los anfotéricos (zwitteriónicos) (Guo y col., 2018).

1.4.2 Floculación

La floculación es el paso subsecuente de la coagulación y se basa en promover el contacto entre las partículas coloidales para formar aglomerados por la adsorción de polímeros de alto peso molecular o de cadenas largas, provocando de esta manera la eliminación del agregado de la fase acuosa (Concha, 2014). En este sentido la floculación puede ser inducida por:

- La coagulación que implica el uso de iones metálicos inorgánicos que interactúan con las partículas coloidales y neutralizan la carga superficial, permitiendo que las partículas coloidales suspendidas se acerquen y

formen un agregado de fácil precipitación, pero que pueden desintegrarse fácilmente por fuerzas externas; la floculación óptima se presenta cuando el potencial Z es cero (floculantes empleados: sulfato de aluminio, cloruro de aluminio, cloruro de polialuminio (conocido como policloruro de aluminio y es una sal líquida de alta basicidad alrededor del 70 a 85%, es fabricado bajo condiciones controladas), alumbre, sulfato ferroso, cloruro férrico, cloruro de magnesio y cloruro de calcio).

- Floculación directa que hace uso de sustancias poliméricas para formar partículas más densas y flóculos de mayor estabilidad mediante puentes, para la cual se utilizan polímeros orgánicos sintéticos de tipo aniónico/catiónico/anfóterico (floculantes usados: poliacrilamida, poli (ácido acrílico), poli (cloruro de dialil dimetil amonio), etc.-representan un impacto ambiental negativo y son resistentes a la degradación-) (Shevah, 2016; Sarang y Nerurkar, 2017).

Atendiendo estas dos situaciones expuestas anteriormente sobre el modo de acción de los agentes iónicos y los polímeros en la superficie de las partículas, la floculación se puede clasificar en (Concha, 2014; Oladoja y col., 2017):

- Floculación puente (bridging): Es la más importante y se basa en la adsorción simultánea de muchas partículas mediante la adición de bajas dosis de floculante de cadena larga (Figura 7a).
- Floculación de red o malla (network): es aquel proceso en la que uno o más polímeros lineales absorbidos sobre las partículas forman un gel con una red tridimensional.
- Floculación pellet: es aquella floculación en donde se produce flóculos compactos conocidos como pellet debido al control de floculantes lineares o ramificados (Figura 7b).
- Floculación electrostática: es un proceso similar a la que ocurre en la coagulación (acción de polímeros catiónicos sobre partículas aniónicas), en

donde la agregación se presenta mayoritariamente en la neutralización de la carga superficial sobre la formación de puentes de polímero.

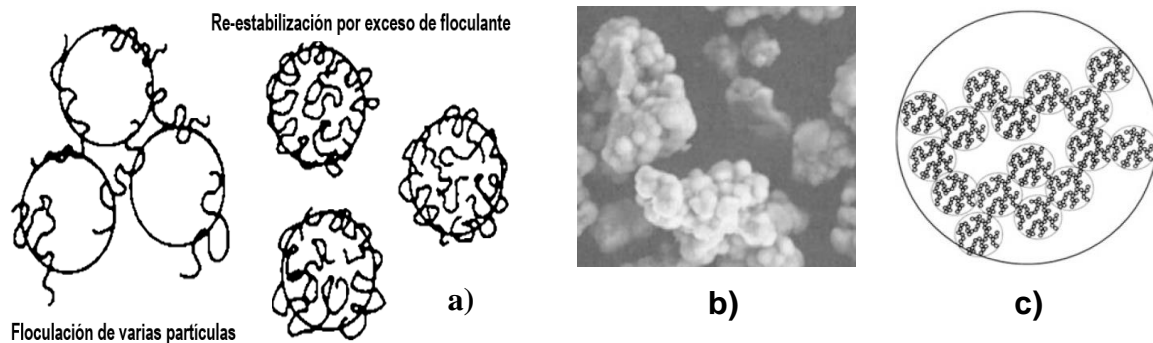


Figura 7. Tipos de floculación: a) puente, b) pellet y c) estructura fracturada de los flóculos.

Los agentes químicos, poliméricos de origen natural y sintéticos empleados en la coagulación, también son utilizados de forma indistinta en el proceso de floculación.

Tanto el proceso de floculación como la adsorción ocurren de manera simultánea, por lo que no se deben de considerar como procesos independientes. También es de resaltar que la importancia del uso de floculantes como un paso posterior de la coagulación radica en la elevada capacidad que presentan los floculantes de agentes iónicos/poliméricos para producir flóculos más grandes y de mayor resistencia.

Los factores/parámetros a tener en cuenta en el proceso de floculación y que son de suma importancia, ya que la desconsideración de alguno de estos, puede afectar de forma significativa la actividad de la floculación, están relacionadas con las propiedades físico-químicas del floculante y del tipo de agua residual a tratar, peso molecular del floculante, pH, temperatura, la concentración de iones metálicos que afectan directamente/indirectamente a la actividad de la floculación –alta concentración de floculante induce la formación de elevados sitios de unión formando una matriz tridimensional alrededor de las partículas suspendidas que

aumentan la actividad de floculación, mientras que la adición excesiva de iones metálicos induce la inversión del potencial Z, disminuyendo la estabilidad de los flóculos y la eficiencia del proceso, así mismo, un pH bajo tiene un efecto negativo en la protonación de grupos funcionales del floculante que proporciona carga negativa, por otro lado, un pH alto se imparte la carga negativa neta sobre el polímero empleado (Nharingo y col., 2015; Sarang y Nerurkar, 2017).

2. OBJETIVOS

El objetivo principal de este trabajo está centrado en realizar una evaluación ambiental del proceso de coagulación-floculación en el tratamiento de aguas residuales, a través de la aplicación de la metodología del Análisis del Ciclo de Vida.

Los objetivos específicos se centraron en:

1. Realización del estudio preliminar de eficiencia en el tratamiento de aguas residuales de tres tipos de coagulante natural de la serie Ecotan Bio y el equipo de Jar Test.
2. Selección de las variables de índole característico para el estudio del Análisis del Ciclo del Vida del proceso de coagulación-floculación.
3. Análisis informático con el programa SimaPro para el Análisis del Ciclo de Vida del proceso de coagulación-floculación en aguas residuales.
4. Estudio de caracterización de los modelos comparativos y de árbol del programa SimaPro para la selección de los mejores y peores procesos de coagulación-floculación de aguas residuales.

3. MATERIAL Y MÉTODOS

3.1 Material

3.1.1 Reactivos químicos

Los reactivos químicos a analizar en el ACV enfocado al proceso de coagulación-floculación fueron proporcionados por la empresa Servyeco y corresponden al estudio de tres tipos de coagulantes naturales de la serie Ecotan: Ecotan Bio 90D, Ecotan Bio 100 y Ecotan Bio G-150.

3.1.2 Muestra de agua residual

La muestra de agua residual fue recogida de la Estación Depuradora de Aguas Residuales de Logroño (EDAR) por Yanguas (2017).

3.1.3 Equipos

Los equipos utilizados para estudiar el ACV en el proceso de coagulación-floculación son:

- Equipo de ensayo de jarras (JAR TEST FLOCUMATIC de la marca SELECTA) que consta de 6 paletas giratorias programadas con ciclos de velocidad de un determinado tiempo, la cual oscila entre 20 a 150 rpm.
- Vatímetro digital METRIX PX 120 para la medición de la potencia aplicada por cada revolución por minuto (rpm) en el proceso. El equipo mide las potencias en trifásico y monofásico, la cual consta de las siguientes especificaciones: potencia activa ca/cc de 6 kW, tensión ca/cc de 500 mV a 600 Vrms, intensidad de 10 mA a 10 A en ca/cc, intensidad de arranque de 5 a 65 A y de una frecuencia de utilización de 0 a 1000 Hz.

3.1.4 Base de datos

Para la realización del ACV se utilizó una serie de datos correspondientes a la caracterización de las aguas residuales del agua bruta de entrada de la EDAR (caudal, pH, Sólidos en Suspensión –SS-, Demanda Química de Oxígeno –DQO-,

Demanda Biológica de Oxígeno – DBO_5 –, Nitrógeno Total – N_T –, amonio – NH_4^+ –, Fósforo Total – P_T –) muestreadas en el mes de enero de 2017 en la EDAR de Logroño. Los parámetros analizados en el tratamiento del agua residual con los distintos coagulantes a la entrada fueron: el tiempo de agitación, la velocidad de agitación, la dosis de coagulante, la turbidez inicial, la temperatura inicial. Los parámetros analizados a la salida fueron la turbidez final (Yanguas, 2017).

3.1.5 Programa informático

El ACV del proceso de coagulación-floculación se realizó con el programa informático SimaPro versión 8.4.0 proporcionado por la Universidad de La Rioja.

3.2 Métodos

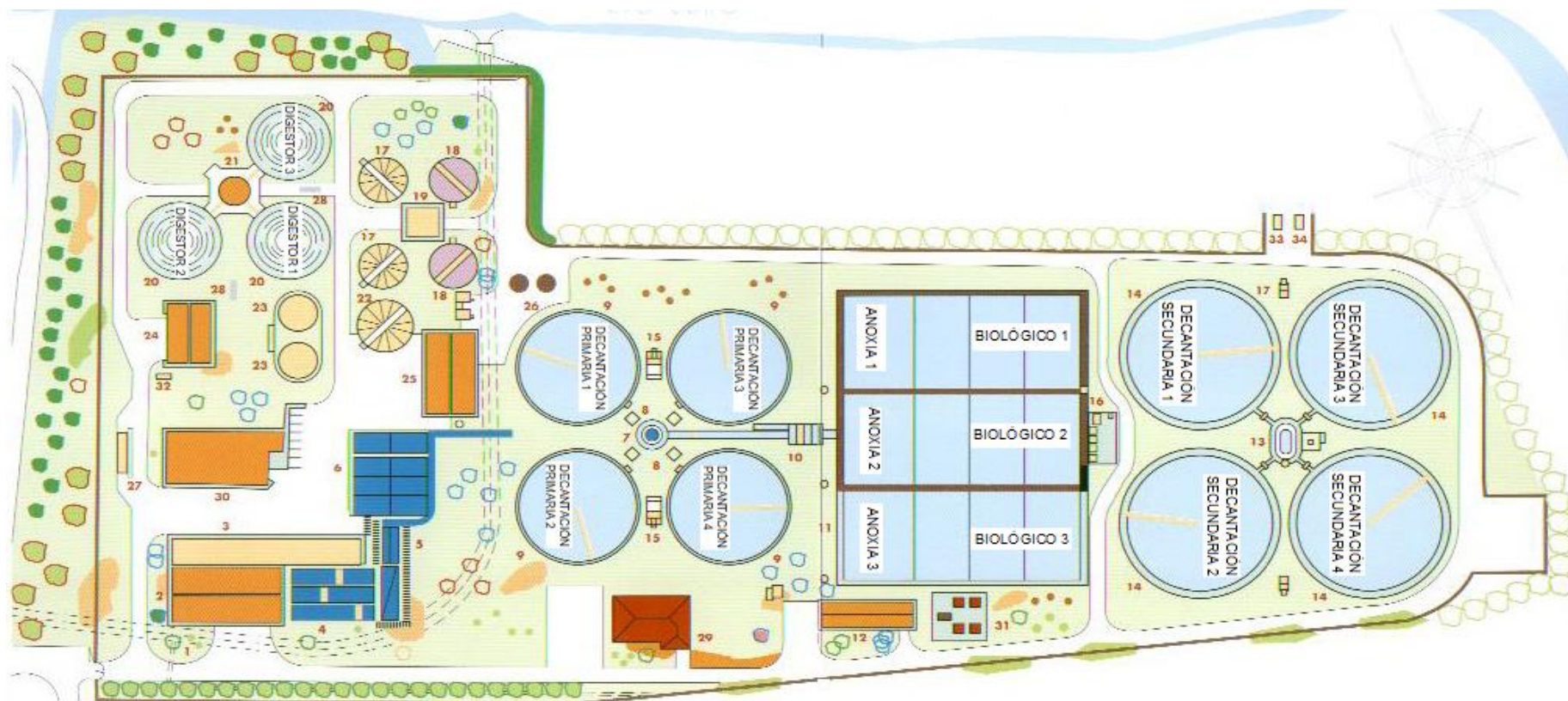
3.2.1 Descripción de la EDAR de Logroño

La EDAR de Logroño se encuentra ubicada en las coordenadas geográficas 42°27'56.33" Norte y 2°25'00.20" Oeste, está en el margen izquierdo del río Ebro y dispone de una extensión de 87000 m². La EDAR trata las aguas residuales urbanas de Logroño como de las poblaciones colindantes a ella (cuenca baja de Iregua, Lardero, Villamediana, Alberite, Albelda, Nalda y Varea) y de las procedentes de polígonos industriales de Portalada y la de Cantabria. La instalación cuenta con una capacidad media de tratamiento de 103680 m³/día que equivale a tratar el vertido de 466560 habitantes. Ver Tabla 1 los parámetros considerados en el diseño de la EDAR.

Tabla 1. Parámetros de diseño de la EDAR de Logroño

Parámetros	Valor
Caudal medio diario (m^3/d)	103680
Caudal medio horario (m^3/h)	4320
Caudal máximo de pretratamiento (m^3/h)	12960
Caudal máximo en el tratamiento primario (m^3/h)	8640
Caudal máximo en el tratamiento biológico (m^3/h)	6480
DBO ₅ del agua bruta (mg/L)	270
DQO de agua bruta (mg/L)	600
Sólidos en suspensión de agua bruta (mg/L)	280
DBO ₅ del agua residual a la salida del tratamiento (mg/L)	20
DQO del agua residual a la salida del tratamiento (mg/L)	100
SS del agua residual a la salida del tratamiento (mg/L)	25
Sequedad del fango (%)	25
Reducción de Sólidos Volátiles en el proceso de digestión (%)	>45

Una vez tratada el agua residual y cumpliendo con la normativa vigente de saneamiento, esta es descargada al río Ebro. En la Figura 8 se puede observar a detalle cada una de las etapas de tratamiento que conlleva el agua residual.



1: Obra de toma; 2: Edificio de pretratamiento (incluye el pozo de gruesos, bombeo de agua bruta y desbaste); 3: Edificio de desarenado (incluye la desodorización, sala de soplantes, C.C.M. y el grupo electrógeno); 4: Desarenado-Desengrasado; 5: Medida de caudal y By-pass; 6: Tratamiento Físico-Químico; 7: Reparto de decantación primaria; 8: Medida de caudal; 9: Decantación primaria; 10: Medida de caudal, By-pass, Bombeo y Reparto a biológico; 11: Reactor biológico; 12: Edificio de turbocompresores y C.C.M.; 13: Reparto de decantación secundaria; 14: Decantación secundaria; 15: Bombeo de fangos primarios; 16: Bombeo de fangos recirculados y en exceso; 17: Espesamiento de fangos por gravedad; 18: Espesamiento de fangos por flotación; 19: Cámara de mezcla, Presurización y Bombeo de fangos a digestión; 20: Flotación de fangos; 21: Edificio de Digestión; 22: Depósito de fangos; 23: Almacenamiento de gas en baja presión (gasómetros de membrana); 24: Edificio de recuperación de energía y C.C.M.; 25: Edificio de Reactivos, Desodorización, Secado de Fangos y C.C.M.; 26: Silos de fangos; 27: Báscula; 28: Galería de servicios; 29: Edificio de control; 30: Edificio de servicios; 31: Subestación; 32: Depósito de combustible auxiliar; 33: Obra presentación agua tratada; 34: Medida de caudal del agua tratada.

Figura 8. Esquema general de la EDAR de Logroño.

Línea de aguas: El agua residual que llega a través de dos colectores es enviada a tratamiento, en primer lugar, se eliminan los sólidos gruesos y de menor tamaño en rejillas y tamices de 3 mm de luz, posteriormente el agua libre de sólidos gruesos pasa a un desnatador/desarenador (consta de una pared inclinada en donde se recogen los flotantes, de una bomba que recoge arena con agua que es vertida a un canal para ser enviada al clasificador de arenas, de soplantes que introducen aire al fondo del tanque cuya función es hacer flotar las grasas y aceites con la ayuda de la formación de burbujas, de rasquetas que con el movimiento lento permite la eliminación de las burbujas unidas con grasa-aceite, la cual es enviada a un canal que después va al clasificador de flotantes), a continuación el agua desnatada/desarenada pasa a decantación primaria (sólo está en funcionamiento el 1 y 3, estas tienen la forma cónica cuya función es dirigir el fango al fondo del tanque con rebose al canal externo, la rasqueta inferior recoge el fango y lo deposita al fondo, enseguida es bombeada y es enviada al espesador de fangos por gravedad) con el objetivo de eliminar la mayor cantidad de fangos, posteriormente el agua con menor contenido de fangos es dirigida al tratamiento biológico (actualmente sólo está en funcionamiento el biológico 1 y 3 que constan de una recirculación y una recirculación interna de fangos a la que es reenviada a la cámara de anoxia -sin aporte de oxígeno, pero contiene una cantidad de oxígeno procedente del agua de entrada a esta etapa y del aporte de nitratos dada por la recirculación, aquí se eliminan los nutrientes debido a la reducción de nitratos a nitrógeno gas que es evaporado-, además dispone de dos agitadores que tienen la función de remover la masa biológica del licor mixto para que el fango no precipite), después esta es conducida al sistema de decantación secundaria para que la mayor carga de fangos presentes se vayan al fondo (los fangos son recirculados nuevamente a cabecera y a espesamiento por flotación). El agua de rebose en este sistema es la correspondiente agua tratada que posteriormente será vertida al río Ebro.

Línea de fango: Antes de enviar los fangos al proceso de espesamiento y flotación, estos son sometidos a un proceso de estabilización con el objetivo de minimizar los posibles problemas que pudieran ocurrir en las etapas posteriores

(fango de decantadores primarios se pasan a tamices rotativos para eliminar la mayor cantidad de material grande). El tratamiento se inicia en los espesadores, instalación que tiene una forma cónica y dependiendo de la velocidad de giro mínimo esta concentrará más o menos fangos, para ello la velocidad es controlada en la sala de control. El espesador capta los fangos de los decantadores primarios y espesa los fangos por gravedad, logrando que los fangos se depositen al fondo. El fango procedente de los decantadores secundarios es tratado por flotación, en esta decantación se inyecta aire a presión con la finalidad de formar burbujas de aire para que las micelas del fango se unan a ella y permitan que estas floten, en todo caso la concentración se controla con la velocidad de giro de las rasquetas (a menor velocidad de giro se obtiene mayor concentración de fango). Los dos fangos obtenidos por flotación y gravedad son enviados a la cámara de mezcla y después a los silos de higienización (se basa en calentar el fango a 70°C durante 10 min -el tiempo dependerá de la cantidad de fango generado-) y la fuente de energía para el calentamiento/higienización en los silos se obtiene del agua de refrigeración del motor, con este tratamiento térmico se logra destruir las bacterias patógenas (el tratamiento térmico permite que el ADN de las bacterias se desnaturalicen, con lo que es una forma de producir más gas), después el fango higienizado se deja un tiempo hasta que llegue a una temperatura de aproximadamente 40 °C para enviarlo al digestor (actualmente las que están en funcionamiento es el digestor 2 y 3), en esta fase ocurre una reacción exotérmica y por ende al eliminar la entrada de oxígeno se favorece la formación de bacterias capaces de producir metano más ácido sulfhídrico, razón por la cual se añade cloruro férrico para eliminar el ácido sulfhídrico (tóxico y muy corrosivo para los equipos). La cantidad de fango que entra en los digestores es menor (contenido 85% de sólidos volátiles -SV-) que la salida, debido a que la mayor cantidad de fango contiene agua, además de que se está produciendo gas/metano, motivo de la eliminación de la materia orgánica, teniendo a la salida de la digestión el 70 % de SV (óptimo 60%). Los digestores generalmente tienen un límite máximo de llenado, entonces todo el fango que rebose de ella pasa al depósito tampón, después el fango se somete a un proceso de centrifugado, al fango se le adiciona un acondicionador para

eliminar la mayor cantidad de líquido obteniendo un sólido más seco que es enviado a los depósitos que después se destinarán para la agricultura.

Línea de gas: El metano producido en los digestores es acumulado en los gasómetros de doble membrana que cuenta con una capacidad de 1043 m³, el metano producido tiene la capacidad de alimentar dos motogeneradores de una potencia de 477 kW, generando el 55% de la energía consumida en la instalación.

3.2.2 Zona de muestreo del agua residual

El muestreo de agua residual se realizó justo después de la etapa de desarenado-desengrasado correspondiente al punto 4 que se muestra en la Figura 8, etapa en donde se procura eliminar gran parte del contenido de arena que no ha sido retenido por los tamices de 3 mm de luz y la eliminación de grasas y aceites por medio del uso de soplantes. La etapa de desarenado-desengrasado permite seguir con el siguiente proceso fisicoquímico.

3.2.3 Propiedades de los coagulantes de estudio

Los coagulantes que se evaluaron en este trabajo de investigación son polímeros orgánicos de origen natural tipo catiónicos, de bajo peso molecular, se caracterizan por presentar una estructura polimérica de polifenoles, tienen la propiedad de actuar como coagulantes, floculantes o auxiliares del proceso de coagulación-floculación con una similar eficiencia a los coagulantes poliméricos sintéticos y químicos, además de que no modifican la conductividad del agua tratada, son altamente recomendados para emplearlos en los sistemas de recirculación de aguas en donde hay un incremento de la concentración de iones y también por la capacidad antimicrobiana que presentan son altamente seguros para reducir el contenido de ciertos microorganismos patógenos (www.servyeco.com).

- Ecotan Bio 90D. Es de aspecto líquido de color marrón, cuya densidad es de 1.09 g/cm³, trabaja en un rango de pH 4.5 a 8.0, teniendo un valor de pH de 2.4 en solución acuosa (25% p/v).

- Ecotan Bio 100. Es de aspecto líquido de color marrón, de densidad 1.07 a 1.17 g/cm³, viscosidad en un rango de 1 a 100 centipoise (1 cP=10⁻³ Pa·s²), rango de pH óptimo de trabajo de 4.5 a 8.0, con un valor de pH en solución acuosa al 20% (p/v) de 1.9 a 2.5.
- Ecotan Bio G-150. Presenta las mismas características y propiedades de los dos coagulantes anteriormente descritos, excepto en la densidad que este posee un valor de 1.12 g/cm³.

3.2.4 Obtención de datos para el desarrollo del inventario

El inventario de datos con sus correspondientes valores numéricos fueron generados a partir de la realización de 195 ensayos, clasificados en 54 ensayos de entrenamiento y 11 de testeo para la evaluación de la eficiencia de tres coagulantes naturales (Ecotan Bio 90D, Ecotan Bio 100 y Ecotan Bio G-150) obtenidos del Diseño de la Composición Central (DCC) que proporciona experimentos aleatorios y que estas fueron proporcionadas por Yanguas (2017). Las variables de estudio fueron: la dosis de coagulante, el tiempo de agitación, la velocidad de agitación, la turbidez inicial y final, la temperatura y el porcentaje de reducción de la turbidez, tras el tratamiento (Tabla 2 a 4).

Tabla 2. Caracterización del agua residual sin tratamiento con fecha de muestreo 01/2017 (extraída: www.larioja.org).

Q (m ³ /d)	Eq.hab	pH	SS _i (mg/L)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	N _T (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	P _T (mg/L)
4023801	483445.67	7.54	190.82	320.53	151.45	37.84	22.84	4.35

Q: Caudal medio diario; Eq.hab: tratamiento de vertidos equivalente al número de habitantes; SS_i: Sólidos en suspensión inicial.

Tabla 3. Variables de estudio a la entrada del proceso fisicoquímico.

Variables de estudio general					
No. ensayos	V _a (rpm)	t _a (s)	D _c (mL)	T _i (°C)	Tb _i (NTU)
	50-100	30-120	1-6	10-20	40-140
Variables de los ensayos de entrenamiento generada con el DCC					
1	100	30	1	20	40
2	75	75	3.5	15	90
....
53	100	30	6	10	40
54	100	120	1	10	140
Variables de los ensayos de testeo generada con el DCC					
1	84	44	3.35	12	78
2	80	60	4.35	17	115
....
10	81	69	4.90	11	59
11	55	59	3.05	15	116

t_a: tiempo de agitación; V_a: velocidad de agitación; D_c: dosis de coagulante; Tb_i: turbidez inicial en Unidades Nefelométricas de Turbidez; T_i: temperatura inicial; DCC: Diseño de Composición central.

Tabla 4. Variables de estudio a la salida y evaluación del coagulante Ecotan en los ensayos de entrenamiento y testeo con el ensayo de Jar Test.

Ensayo de entrenamiento			
Tipo de coagulante / No. ensayo	Ecotan Bio 90D	Ecotan Bio 100	Ecotan Bio G-150
	Tb _f (NTU)	Tb _f (NTU)	Tb _f (NTU)
1	20.09	31.11	30.20
2	11.47	36.10	27.30
....
53	32.6	136	44.10
54	6.83	12.53	12.46
Ensayo de testeo			
Tipo de coagulante / No. ensayo	Tb _f (NTU)	Tb _f (NTU)	Tb _f (NTU)
	Tb _f (NTU)	Tb _f (NTU)	Tb _f (NTU)
1	8.82	34.50	39.00
2	5.77	30.30	24.80
....
10	12.58	31.70	30.80
11	18.70	55.40	41.70

Tb_f: turbidez final en Unidades Nefelométricas de Turbidez

3.2.5 Identificación de parámetros de entrada/salida a introducir en el programa

Para la presente investigación, los principales parámetros que fueron introducidos en el programa SimaPro para el ACV del proceso de coagulación-floculación se dividieron en dos principales puntos (Figura 9):

- Entradas. Se consideraron a la entrada los siguientes parámetros: el caudal de entrada (en todos los ensayos se empleó un volumen de agua residual de 1L equivalente a 1 kg de agua residual), la energía de suministro en el proceso de coagulación-floculación (prueba de Jar Test) que fue calculado usando los valores mostrados en la Tabla 3 en función de cada tipo de ensayo, adicionalmente para la energía se empleó los valores de temperatura que están reportados en la Tabla 3 para cada tipo de ensayo, con el objetivo de determinar el calor añadido en el proceso. Otro valor de entrada fue la turbidez inicial del agua residual, así como, el tipo de coagulante y la dosis de coagulante empleado en cada tipo de ensayo (Tabla 3).
- Salidas. Se consideró a la salida de la prueba de Jar Test la turbidez final, esto para cada tipo de ensayo, cuyos valores se muestran en la Tabla 4.

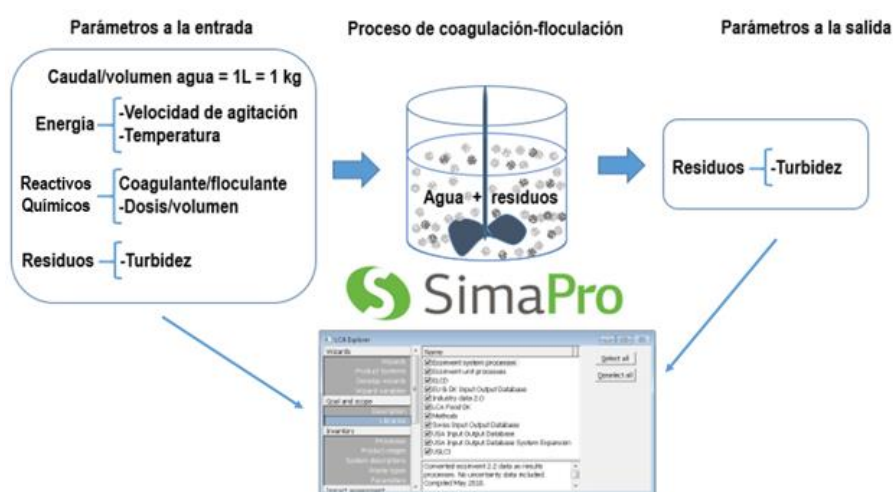


Figura 9. Diseño experimental de los parámetros de entradas y salidas en el proceso de coagulación-floculación.

Conversión de unidades de los parámetros de entrada/salida

La conversión de unidades para el caso de la velocidad de agitación en función de la potencia de la bomba empleada en el ensayo de jarras a unidades de kW se realizó empleando el vatímetro a las diferentes velocidades de agitación y temperatura de diseño conseguidas con la DCC (Tabla 3), mientras que el cálculo de la transferencia de calor se determinó en función de la ecuación reportada en la literatura (Alnahhal y Spremberg, 2016).

$$Q_c = m * C_p * \Delta T \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

Q_c = Transferencia de calor (kJ; kW)

m = masa del agua (kg)

C_p = Capacidad calorífica del agua (4.18 kJ/kg °C)

ΔT = Temperatura (°C)

Los valores de los parámetros de análisis convertidos en unidades compatibles al programa de SimaPro están disponibles en la Tabla 5.

Tabla 5. Parámetros de velocidad de agitación y temperatura convertidos en unidades de energía.

Variables de los ensayos de entrenamiento generada con DCC		
No. ensayos	E_a (kWh)	Q_c (kWh)
1	2.83	10034.83
2	1.01	3010.61
....
53	2.93	5018.93
54	0.73	1254.73
Variables de los ensayos de testeo generada con DCC		
1	1.83	4105.83
2	1.31	4264.91
....
10	1.16	2400.12
11	1.16	3826.93

E_a : Energía aportada en el proceso de agitación

3.2.6 Programa SimaPro 8.4.0

Este programa es considerado como una de las herramientas más potentes para el ACV, ya que considera en el ACV de un producto las entradas/salidas a las que está vinculado el proceso y sus posibles contribuciones al ambiente.

Es una de las herramientas que permite analizar de forma completa el impacto ambiental generado durante y después de la obtención de un producto mediante diferentes métodos de análisis en función de la caracterización, normalización y ponderación, dado que el programa dispone de una base de datos con una amplia variedad de indicadores ambientales y procesos, dicha base de datos esta fielmente documentada y en algunos casos cuenta con un número de registro de fácil acceso por el usuario, es por esta razón que varias empresas utilizan este tipo de herramientas no solo para el Ecodiseño, sino para la toma de decisiones enfocados en la mejora continua ambiental de sus productos y procesos.

Otro aporte importante que proporciona el programa es la visualización de los resultados en forma gráfico que muestra las diferentes comparaciones de los procesos/productos de estudio, permitiendo la trazabilidad de los resultados y facilitando su interpretación.

La flexibilidad de uso del programa ha permitido que el usuario introduzca de manera sencilla los datos. El programa dispone de manuales de uso con diferentes casos de estudio resueltos, que de alguna forma ayuda y permite realizar comparaciones con los resultados obtenidos en un estudio específico.

Diseño de construcción del método comparativo en SimaPro para el ACV

A continuación, se detallarán los pasos que se siguieron para la realización del ACV en base al inventario generado en el proceso de coagulación-floculación con los tres coagulantes naturales analizados.

En primer lugar, se procedió a asignar el nombre del proceso/proyecto de estudio, en este caso, los estudios que se desarrollaron corresponden a los 54

ensayos de entrenamiento y 11 de ensayos de testeo con los tres tipos de coagulante analizados de la serie Ecotan Bio (90D, 100 y G-150), teniendo un total de 195 resultados. En el proceso se consideraron las siguientes entradas y salidas conocidas a la tecnosfera:

- Entradas: materia prima, 1 kg de agua residual municipal (es importante resaltar que el proceso de tratamiento seleccionado en el programa corresponde a un proceso de suavizado de agua residual industrial que es la que tenía mayor similitud con el proceso de estudio), turbidez en NTU y la electricidad en kWh (obtenido de la conversión de los parámetros de temperatura, velocidad y tiempo de agitación en unidades de energía).
- Salidas: valores de turbidez en NTU obtenidos tras el tratamiento de las aguas residuales.

En las fases del producto se seleccionó el modelo de ensamble, diseñando para cada uno de los 195 ensayos un modelo de entrada general y un método de tratamiento enfocado al proceso de residuos de infraestructura, con énfasis en el tratamiento de aguas residuales en planta clase I (menor impacto negativo al ambiente). Por otro lado, en el caso del estudio de cada tipo de coagulante, se siguió la misma metodología del modelo de entrada general, pero en el aspecto del tipo de proceso de residuos de infraestructura se seleccionó el tratamiento mecánico, porque se trata de la reducción de los sólidos coloidales presentes en el agua residual, por medio del uso del equipo Jar Test basado en un proceso fisicoquímico (físico uso de paletas/agitadores accionados por un motor).

La evaluación de impacto se realizó seleccionando el método europeo Eco-Indicador 99 (EI 99 H/H), en donde la evaluación H/H hace referencia al conjunto de ponderación perteneciente a la perspectiva jerárquica de cada ensayo que se vaya desarrollando. El cálculo se desarrolló seleccionando el modelo comparativo de entrada general (agua residual con valor de turbidez a la entrada + coagulante + método mecánico de tratamiento) vs agua residual con valor de eliminación de turbidez a la salida.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados que se muestran a continuación corresponden a una selección selectiva de los 195 datos estudiados. La selección se realizó en función de la eficiencia de los tres tipos de coagulante empleados en la reducción de los sólidos coloidales, el grado de impacto ambiental generado por el programa SimaPro para el proceso de coagulación-floculación, y el análisis de sostenibilidad ambiental para la implementación de los tres coagulantes naturales (Ecotan Bio 90D, Ecotan Bio 100 y Ecotan Bio G-150) en el proceso de coagulación-floculación a escala industrial.

Estudio general de la reducción de la turbidez de entrada aplicando tres tipos de coagulante

En la Tabla 6 se muestra en función de los porcentajes de reducción de turbidez en aguas residuales, la eficiencia e ineficiencia del proceso de coagulación-floculación con los coagulantes naturales (Ecotan Bio 90D, Ecotan Bio 100 y Ecotan Bio G-150).

Tabla 6. Eficiencia de reducción de la turbidez en aguas residuales con tres tipos de coagulante (ensayo de entrenamiento).

Ensayo de entrenamiento				
Coagulante	NTU inicial	Dosis (mL)	E_entrada (kWh)	% Reducción
Bio 90D	40	1	5018.14	24
	40	1	1254.73	84
Bio 100	40	1	10034.14	12
	40	1	2508.53	73
Bio G-150	40	6	2508.53	**
	40	6	2508.73	46
Bio 90D	90	1	3010.61	86
	90	3.5	7526.52	80
Bio 100	90	3.5	2007.41	32
	90	3.5	3010.61	78
Bio G-150	90	3.5	3010.61	93
	90	3.5	7526.52	10
Bio 90D	140	1	10034.14	50
	140	1	1254.73	95
Bio 100	140	6	1254.53	53
	140	1	1254.73	95
Bio G-150	140	1	10034.14	14
	140	1	1254.53	92
Ensayo de testeo				
Bio 90D	59	4.9	2400.12	79
	131	1.5	2535.25	91
Bio 100	59	4.9	2400.12	46
	131	1.5	2535.25	92
Bio G-150	59	4.9	2400.12	48
	131	1.5	2535.25	85

** Producción de mayores índices de turbidez

a) Análisis del coagulante Ecotan Bio 90D

De acuerdo a la turbidez de entrada, la dosis empleada de coagulante y la energía empleada en forma de kWh, se puede observar en la Tabla 6 que los mayores porcentajes de eliminación de la turbidez en aguas residuales son de 84 a 95% cuando se añade la mínima dosis de coagulante y se utiliza la menor cantidad de energía en el proceso de coagulación-floculación. No obstante, la

ineficiencia del proceso de coagulación-floculación se debe fundamentalmente a un efecto recíproco de las variaciones significativas en la dosis de coagulante y a su vez de la temperatura, velocidad y tiempo de agitación, obteniendo porcentajes de reducción de la turbidez de 24 y 50%.

b) Análisis del coagulante Ecotan Bio 100

La eficiencia del proceso físico-químico y del coagulante se observa a una mínima dosis de coagulante y a menor energía (temperatura, velocidad y tiempo de agitación) para obtener un 95% de eliminación de la turbidez. El aumento de la dosis de coagulante en el proceso afecta significativamente a su eficiencia (32 a 53% de eliminación de turbidez), así mismo, el aumento de alguno de los siguientes parámetros temperatura, velocidad y tiempo de agitación tenderá a disminuir los porcentajes de reducción de turbidez hasta un 12%.

c) Análisis del coagulante Ecotan Bio G-150

El Ecotan Bio G-150 también presenta porcentajes de reducción de turbidez en las aguas residuales de hasta un 92% a la mínima dosis de coagulante y de energía. Sin embargo, el proceso de coagulación-floculación con el Ecotan Bio G-150 resulta verse afectado significativamente por las elevadas dosis de coagulante produciendo un 45% más de turbidez en las aguas residuales tratadas.

En conclusión, comparando los tres coagulantes estudiados en el proceso físico-químico se puede observar en la Tabla 6, que prácticamente todos los coagulantes analizados la dosis óptima y el consumo de energía con los que se obtienen porcentajes de reducción de turbidez entre un 92 y un 95%, son respectivamente 1 mL y 1254 kWh.

La capacidad de eliminación de la turbidez que pueden conseguir los coagulantes naturales en aguas residuales dependerá también del origen de las mismas, por ejemplo, en aguas residuales complejas es necesario el empleo de un método de tratamiento integral. El estudio realizado por Ponce y

col. (2017) muestra el uso necesario de un tratamiento integral (Tecnología de Oxidación Avanzada + coagulación-floculación) para aumentar la eficiencia de los coagulantes de la serie Ecotan Bio en la reducción de la turbidez de hasta un 64% en aguas residuales del corcho.

La investigación de Barrado (2016), muestra la eficiencia del proceso coagulación-floculación con el uso de dos coagulantes naturales (Acquapol C1 y S5T; Tanfloc) que poseen las mismas características del coagulante Ecotan Bio en la eliminación de microalgas (*Chlorella*, *Microcystis*, *Oocystis* y *Scenedesmus*), obteniendo el 90% de eliminación de microalgas cuando el agua residual es ajustado a pH 7 y, con un pH entre 8 y 9 la eficiencia del proceso tiende a decrecer (20 a 40% de eliminación de microalgas), también se observó un efecto significativo en la eficiencia del proceso con mínimas variaciones de la dosis de coagulante, la velocidad y el tiempo de agitación, tal como se ha observado en la presente investigación.

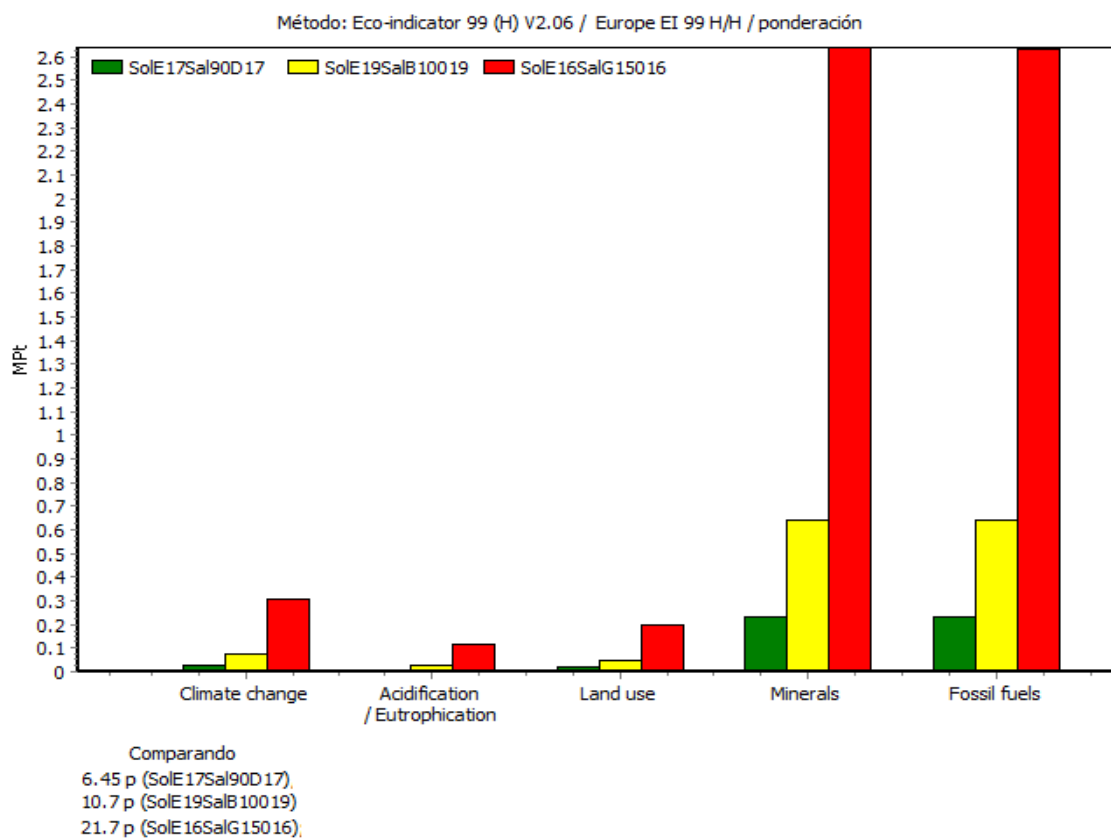
Análisis del Ciclo de Vida del proceso de coagulación-floculación determinados por el programa SimaPro

A continuación, se detallarán los resultados arrojados por el programa SimaPro de acuerdo al análisis de impacto para cada coagulante natural, en el proceso de coagulación-floculación. Se analizarán los efectos más importantes por medio de un análisis comparativo entre los tres coagulantes estudiados para los valores de turbidez de entrada de 40, 90, 131 y 140 NTU.

- Efectos derivados del cambio climático.
- Efectos derivados de la acidificación eutrofización.
- Efectos derivados en el suelo por el uso de la biomasa, co-producto del tratamiento.
- Efectos por las fuentes extraíbles de recursos fósiles y minerales para la obtención de la materia prima.

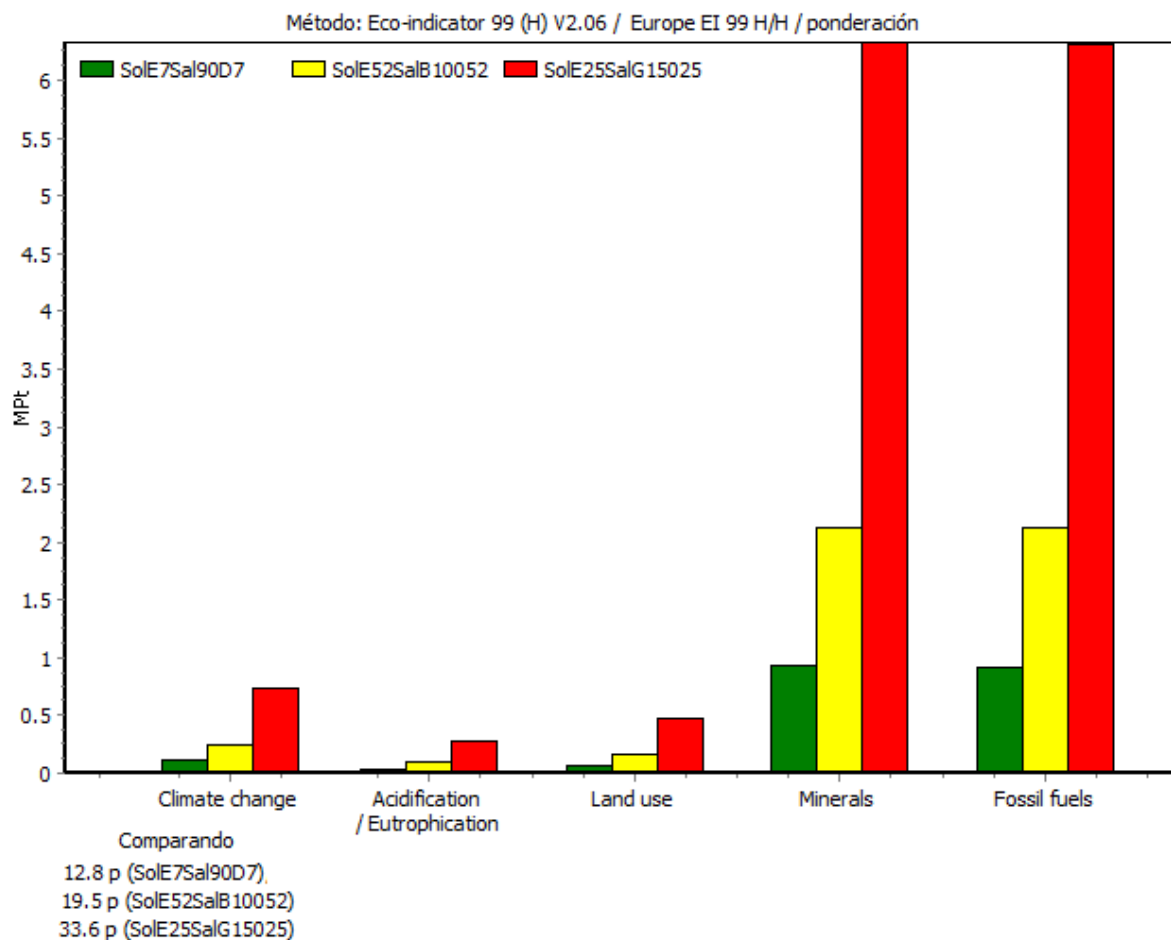
En las Figuras 10, 11, 12 y 13 se observa la comparación de los tres coagulantes utilizados en el proceso de coagulación-floculación, obteniendo que los efectos derivados por el uso del coagulante Ecotan Bio 90D y 100 en el proceso son prácticamente nulos sin llegar a superar valores de 1 milipunto, la generación de residuo en forma de lodo resultante del tratamiento es mínima. No obstante, el coagulante Ecotan Bio G-150 presenta efectos significativos en los cuatro puntos de interés, siendo los resultados más relevantes, los mostrados en la Figura 11, donde se aprecia:

- Aporte de 0.75 milipuntos en el cambio climático, con especial atención a la producción de CO₂ generado por el consumo de energía durante el proceso de tratamiento y para la extracción de la materia prima.
- Aporte de 0.25 milipuntos en la eutrofización debido a la generación de lodos.
- Aporte de 0.5 milipuntos en el reciclaje de lodos en forma de abono orgánico en los suelos agrícolas.
- Valores de hasta 7 milipuntos generada por la extracción de recursos (fósiles y minerales) para la obtención de energía y coagulantes naturales.



Mpt: milipuntos ; barra verde: Ecotan Bio 90D; barra amarilla: Ecotan Bio 100; barra roja: Ecotan Bio G-150

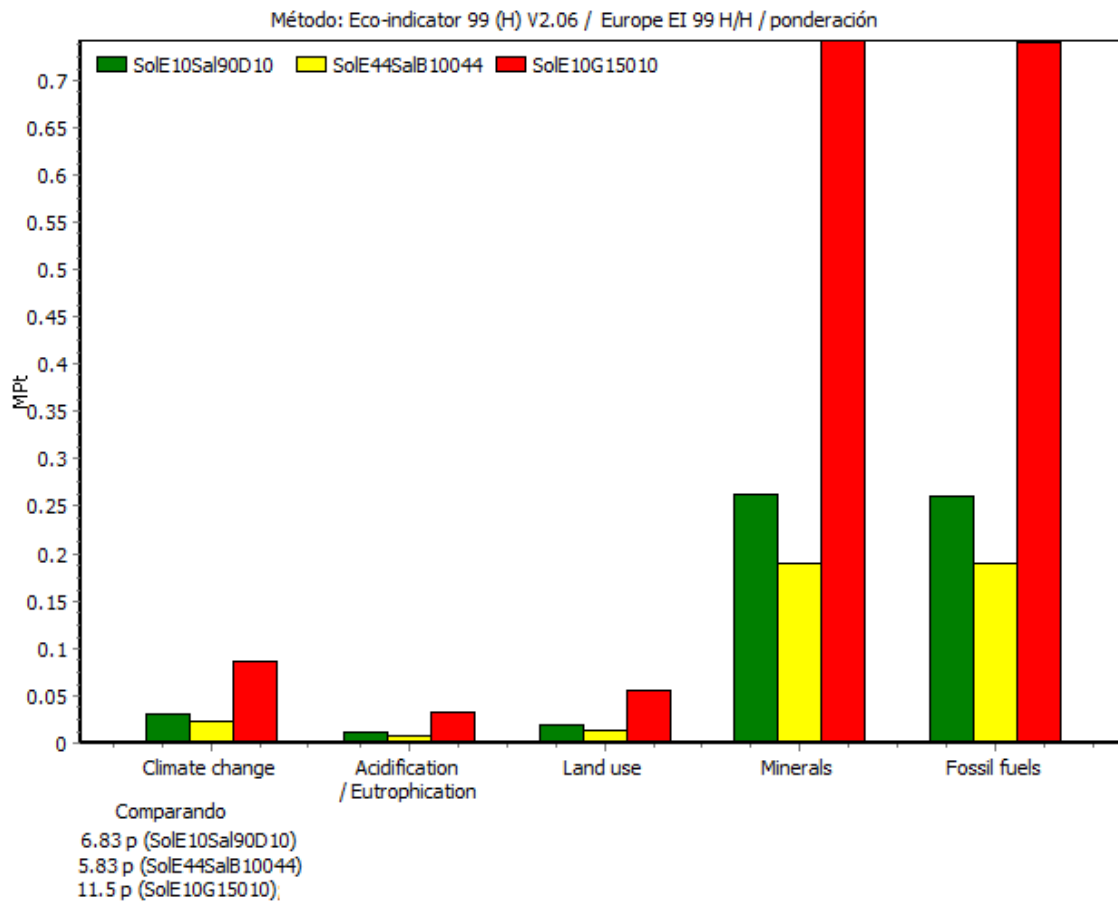
Figura 10. Impacto ambiental en repuesta al tratamiento de aguas residuales con un proceso físico-químico + coagulante natural para una turbidez de entrada de 40 NTU. Ensayo de entrenamiento.



Mpt: milipuntos; barra verde: Ecotan Bio 90D; barra amarilla: Ecotan Bio 100; barra roja: Ecotan Bio G-150

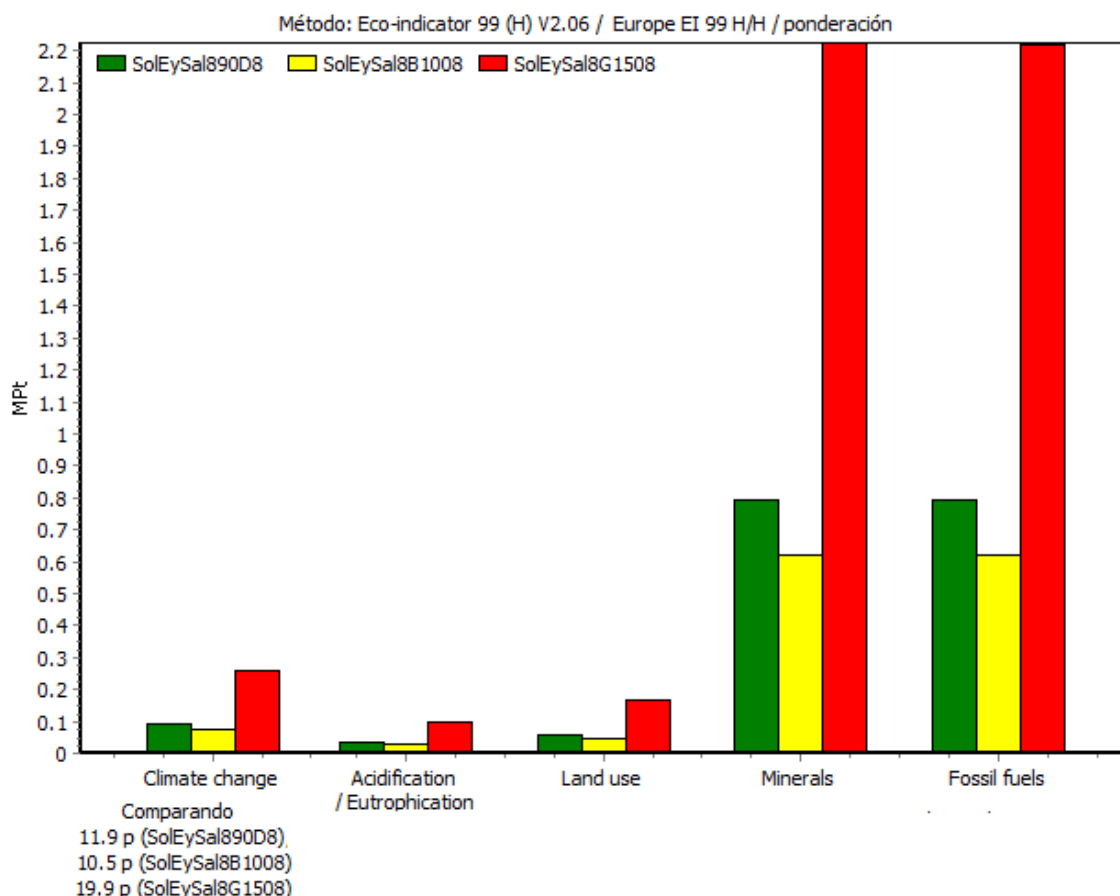
Figura 11. Impacto ambiental en repuesta al tratamiento de aguas residuales con un proceso físico-químico + coagulante natural para una turbidez de entrada de 90 NTU. Ensayo de entrenamiento.

Teniendo en consideración la Tabla 6 y los valores presentados en la Figura 11 para el Ecotan Bio G-150 en el proceso de coagulación-floculación, se puede establecer que la viabilidad de uso del coagulante Ecotan Bio G-150 no está del todo restringida siempre y cuando se ajuste la dosis óptima de coagulante y la energía de entrada, para disminuir de manera considerable los impactos en cuanto a la generación de lodos, el uso excesivo de coagulante, el ajuste de temperatura, la velocidad y tiempo de agitación, estableciendo una economía sostenible para las empresas encargadas en el tratamiento de aguas residuales.



Mpt: milipuntos; barra verde: Ecotan Bio 90D; barra amarilla: Ecotan Bio 100; barra roja: Ecotan Bio G-150

Figura 12. Impacto ambiental en repuesta al tratamiento de aguas residuales con un proceso físico-químico + coagulante natural para una turbidez de entrada de 140 NTU. Ensayo de entrenamiento.



Mpt: milipuntos; barra verde: Ecotan Bio 90D; barra amarilla: Ecotan Bio 100; barra roja: Ecotan Bio G-150

Figura 13. Impacto ambiental en repuesta al tratamiento de aguas residuales con un proceso físico-químico + coagulante natural para una turbidez de entrada de 131 NTU. Ensayo de testeo.

Los impactos generados por efecto de la eutrofización que se deriva de la producción de lodos para cada tipo de coagulante, no son de gran impacto, ya que se trata de coagulantes de origen natural los cuales presentan propiedades antimicrobianas para reducir la población microbiana de patógenos (www.servyeco.com).

Además, los estudios realizados principalmente del coagulante Ecotan Bio 90D frente al cloruro férrico en el proceso de tratamiento primario de aguas residuales urbanas e industrial, indican que Ecotan Bio 90D no presenta ecotoxicidad en un estudio in vivo en *Vidrio fischeri*, y presenta una elevada biodegradabilidad en condiciones anaeróbicas y aeróbicas (Sabia y col., 2014).

Los resultados obtenidos en el Análisis del Ciclo de Vida del proceso de coagulación-floculación con los diferentes coagulantes ensayados muestran la viabilidad de implementación del proceso en las diferentes industrias encargadas en el tratamiento de aguas residuales. Los índices de impacto generados en el programa SimaPro no indican un efecto negativo al ambiente, siempre y cuando se establezcan las condiciones adecuadas en el proceso de coagulación-floculación. Esto permite una economía sostenible que minimice la extracción de recursos naturales, implemente el uso de las 3R en caso de generación de residuos (lodos) y el reúso del recurso agua.

5. CONCLUSIONES

El ajuste óptimo de los parámetros necesarios en el proceso de coagulación-floculación es primordial para mejorar la eficiencia del proceso y disminuir los costes de tratamiento de las aguas residuales, así como, el impacto ambiental por el abuso de reactivos químicos y energía.

Para incrementar la eficiencia del proceso de coagulación-floculación de un 92% para el Ecotan Bio G-150 y 95% para el Ecotan Bio 90D y 100, en la reducción de la turbidez en aguas residuales de origen municipal, la dosis óptima de los tres coagulantes estudiados es de 1 mL para 1 L de agua residual.

El Análisis del Ciclo de Vida del proceso de coagulación-floculación con los diferentes coagulantes naturales analizados muestra la viabilidad del proceso para ser implementado en las plantas de tratamiento de aguas residuales, ya que los impactos ambientales generados por el programa SimaPro en los cuatro puntos de estudio no presentan efectos negativos al ambiente, siempre que se establezca las condiciones adecuadas del proceso de tratamiento de aguas residuales.

La sostenibilidad del proceso y trazabilidad de los coagulantes empleados presentan un ciclo de vida (desde la “cuna hasta la tumba”) amplio en cuanto a la implementación de las 3R.

6. BIBLIOGRAFÍA

[1] Alnahhal, S. and Spremberg, E. (2016). Contribution to exemplary in-house wastewater heat recovery in Berlin, Germany. *Procedia CIRP*, 40: 35-40. DOI: 10.1016/j.procir.2016.01.046.

[2] Bajdur, V., Henclik, A., Scurek, R. and Sikorova, K. (2017). Ecological life cycle assessment of modified novolaks waste used in industrial wastewater treatment. *Transactions of the VSB-Technical University of Ostrava*, XII(1): 41-50. DOI: 10.1515/tvsbses-2017-0006.

[3] Barrado, M. (2016). Eliminación de microalgas de las aguas mediante métodos físico-químicos (Tesis Doctoral). Universidad de Extremadura, Departamento de Ingeniería Química y Química Física. Badajoz, España. 1-329 pp.

[4] Byun, S., Oh, J., Lee, B. and Lee, S. (2005). Improvement of coagulation efficiency using instantaneous flash mixer (IFM) for water treatment. *Colloids and Surfaces A: Physicochem Eng. Aspects*, 268: 104-110. DOI: 10.1016/j.colsurfa.2005.06.027.

[6] Concha, F. (2014). Chapter 7: Particle aggregation by coagulation and flocculation. In: *Solid-Liquid Separation in the Mining Industry. Fluid Mechanics and its Applications* 105: 143-172. DOI: 10.1007/978-3-319-02484-4_7.

[7] Dorca, J., Teresinha, M., Moreno, S., da Cunha, G. and Fagundes-Klen, M. (2017). Evaluation of the combined process of coagulation/flocculation and microfiltration of Cassava Starch wastewater: removal efficiency and membrane

fouling. *Water Air Soil Pollut* (2017), 228(238): 1-12. DOI: 10.1007/s11270-017-3416-3.

[8] Fang, L., Valverde, B., Damgaard, A., Plósz, B. and Rygaard, M. (2016). Life cycle assessment as development and decision support tool for wastewater resource recovery technology. *Water Research*, 88: 538-549. DOI: 10.1016/j.watres.2015.10.016.

[9] Finnveden, G. and Moberg, A. (2005). Environmental systems analysis tools – an overview. *Journal of Cleaner Production*, 13: 1165-1173. DOI: 10.1016/j.jclepro.2004.06.004.

[10] Finnveden, G., Hauschild, M., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D. and Suh, S. (2009). Recent developments in life cycle assessment. *Journal of Environmental Management*, 91: 1-21. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.06.018.

[11] Guo, K., Gao, B., Li, R., Wang, W., Yue, Q. and Wang, Y. (2018). Flocculation performance of lignin-based flocculant during reactive blue dye removal: comparison with commercial flocculants. *Environmental Science and Pollution Research*, 25: 2083-2095. DOI: 10.1007/s11356-017-0835-z.

[12] Heijungs, R., Huppes, G. and Guinée, J. (2010). Life cycle assessment and sustainability analysis of products, materials and technologies. Toward a scientific framework for sustainability life cycle analysis. *Polymer Degradation and Stability*, 95: 422-428. DOI: 10.1016/j.polymdegradstab.2009.11.010.

[13] Hofman, R. and Hofman, J. (2017). Limitations of conventional drinking water technologies in pollutants removal. In: Gil, A., Galeano, L. and Vicente, M. (eds) *Applications of Advanced Oxidation Processes (AOPs) in Drinking Water Treatment*. Springer Verlag. (The Handbook of Environmental Chemistry), 1-31. DOI: DOI 10.1007/698_2017_83.

- [14] Höjer, M., Ahlroth, S., Dreborg, K., Ekvall, T., Finnveden, G., Hjelm, O., Hochschorner, E., Nilsson, M. and Palm, V. (2008). Scenarios in selected tools for environmental systems analysis. *Journal of Cleaner Production*, 16: 1958-1970. DOI: 10.1016/j.jclepro.2008.01.008.
- [15] <http://www.servyeco.com/coagulantes-naturales.html>
- [16] Ioannou, L., Puma, G. and Fatta, D. (2015). Treatment of winery wastewater by physicochemical, biological and advanced processes: A review. *Journal of Hazardous Materials*, 286: 343-368. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.12.043.
- [17] Jiménez, E. (2001). *La contaminación en México*. Editorial Limusa, México. 238-241 pp.
- [18] Kan, C., Huang, C. and Pan, J. (2002). Coagulation of high turbidity water: the effects of rapid mixing. *Jour of Water Supply: Research and Technology-AQUA*, 51(2): 77-85.
- [19] La Rioja, <http://www.larioja.org/consorcio-aguas/es/depuracion/instalaciones/depuradoras-servicio/estaciones-depuradoras-aguas-residuales>
- [20] Lorenzo, Y., Alfonsín, C., Amores, M., Aldea, X., Marín, D., Moreira, M. and Feijoo, G. (2016). Beyond the conventional life cycle inventory in wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment*, 553: 71-82. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.02.073.
- [21] Lorenzo, Y., Vázquez, I., Amores, M., Termes, M., Marín, D., Moreira, M. and Feijoo, G. (2016a). Benchmarking wastewater treatment plants under an eco-efficiency perspective. *Science of the Total Environment*, 566-567: 468-479. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.05.110.

- [22] Lorenzo, Y., Vázquez, I., Chenel, S., Marín, D., Moreira, M. and Feijoo, G. (2015). Eco-efficiency analysis of Spanish WWTPs using the LCA+DEA method. *Water Research*, 68: 651-666. DOI: 10.1016/j.watres.2014.10.040.
- [23] Loubet, P., Roux, P., Guérin, L. and Bellon, V. (2016). Life cycle assessment of forecasting scenarios for urban water management: A first implementation of the WaLA model on Paris suburban area. *Water Research*, 90: 128-140. DOI: 10.1016/j.watres.2015.12.008.
- [24] Mansri, A., Bendraoua, A., Benmoussa, A. and Benhabid, K. (2015). New polyacrylamide [PAM] material formulations for the coagulation/flocculation/decantation process. *J. Polym. Environ*, 23: 580-587. DOI: 10.1007/s10924-015-0734-7.
- [25] Manuilova, A., Suebsiri, J. and Wilson, M. (2009). Should life cycle assessment be part of the environmental impact assessment? Case study: EIA of CO₂ capture and storage in Canada. *Energy Procedia*, 1: 4511-4518. DOI: 10.1016/j.egypro.2009.02.269.
- [26] Mateus, G., Formentini, D., Nishi, L., Fagundes, M., Gomes, R. and Bergamasco, R. (2017). Coagulation/flocculation with *Moringa Oleifera* and membrane filtration for dairy wastewater treatment. *Water Air Soil Pollut*, 228(342): 1-13: 10.1007/s11270-017-3509-z.
- [27] Mohtar, S., Malim, T., Mujahid, A., Shaari, N., Yusoff, N., Che, M. and Mat, H. (2016). Optimization of coagulation-flocculation processes of a newly synthesized quaternized oil palm empty fruit bunch cellulose by response surface methodology toward drinking water treatment process application. *Clean Techn. Environ. Policy*, 19: 191-204. DOI: 10.1007/s10098-016-1221-0.
- [28] Nharingo, T., Zivurawa, M. and Guyo, U. (2015). Exploring the use of cactus *Opuntia ficus indica* in the biocoagulation-flocculation of Pb(II) ions from wastewaters. *Int. J. Environ. Sci. Technol*, 12: 3791-3802. DOI: 10.1007/s13762-015-0815-0.

- [29] Northey, S., Mudd, G., Saarivuori, E., Wessman, H. and Haque, N. (2016). Water footprinting and mining: Where are the limitations and opportunities?. *Journal of Cleaner Production*, 135: 1098-1116. DOI: 10.1016/j.jclepro.2016.07.024.
- [30] Oladoja, N. (2015). Headway on natural polymeric coagulants in water and wastewater treatment operations. *Journal of Water Process Engineering*, 6: 174-192. DOI: 10.1016/j.jwpe.2015.04.004.
- [31] Oladoja, N., Unuabonah, E., Amuda, O. and Kolawole, O. (2017). Chapter 1: Operational principles and material requirements for coagulation/flocculation and adsorption-based water treatment operations. In: *Polysaccharides as a Green and sustainable resources for water and wastewater treatment*. Springer Briefs in Molecular Science. Springer, Cham. 1-11. DOI: 10.1007/978-3-319-56599-6_1.
- [32] Ponce, L., Miralles, S., Oller, I., Agüera, A., Trinidad, M., Yuste, F. y Malato, S. (2017). Cork boiling wastewater treatment and reuse through combination of advanced oxidation technologies. *Environmental Science and Pollution Research*, 24: 6317-6328.
- [33] Rebah, F. and Siddeeg. (2017). Cactus an eco-friendly material for wastewater treatment: A review. *Journal of Materials and Environmental Sciences*, 8(5): 1770-1782. In: <http://www.jmaterenvirosci.com>
- [34] Roche, T. (2004). The design for environmental compliance workbench tool. In: Talaba D., Roche T. (eds) *Product Engineering*. Springer, Dordrecht, 3-16 pp. DOI: 10.1007/1-4020-2933-0_1.
- [35] Rodriguez, G., Molinos, M., Hospido, A., Hernández, F., Moreira, M. and Feijoo, G. (2011). Environmental and economic profile of six typologies of wastewater treatment plants. *Water Research* 45: 5997-6010. DOI: 10.1016/j.watres.2011.08.053.

- [36] Sabia, G., Giuliano, A. and Farina, R. (2014). Assessment of the ecotoxicological effects related to the use of natural organic coagulants in the primary treatment of wastewaters at urban and industrial level. Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma, Italia. ISBN 978-88-448-0711-5.
- [37] Sarang, M. and Nerurkar, A. (2017). Chapter 11: Bioflocculants and production of microalgal biomass. In: Purohit, H., Kalia, V., Vaidya, A., Khardenavis, A. (eds) Optimization and Applicability of Bioprocesses. Springer, Singapore, 233-248. DOI: 10.1007/978-981-10-6863-8_11.
- [38] Saritha, V., Srinivas, N. and Srikanth, N. (2017). Analysis and optimization of coagulation and flocculation process. Appl. Water Sci., 7: 451-460. DOI: 10.1007/s13201-014-0262-y.
- [39] Seow, Y., Goffin, N., Rahimifard, S. and Woolley, E. (2016). A 'design for energy minimization' approach to reduce energy consumption during the manufacturing phase. Energy, 109: 894-905. DOI: 10.1016/j.energy.2016.05.099.
- [40] Sheng, W., Peng, X., Lee, D. and Su, A. (2006). Coagulation of particles through rapid mixing. Drying Technology, 24(10): 1271-1276. DOI: 10.1080/07373930600840377.
- [41] Shevah, Y. (2016). Chapter 9: Substitution of chloride chemicals with degradable bioflocculants for sedimentation of suspended particles in water. In: Tundo, P., He, L., Lokteva, E. and Mota, C. (eds) Chemistry Beyond Chlorine. Springer, Cham, 269-291. DOI: 10.1007/978-3-319-30073-3_9.
- [42] Singh, A., Kamble, S., Sawant, M., Chakravarthy, Y., Kazmi, A., Aymerich, E., Starkl, M., Ghangrekar, M. and Philip, L. (2016). Technical, hygiene, economic, and life cycle assessment of full-scale moving bed biofilm reactors

for wastewater treatment in India. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 25:2552-2569. DOI: 10.1007/s11356-017-0605-y.

[43] Udo de Haes, H. and Heijungs, R. (2007). Life-cycle assessment for energy analysis and management. *Applied Energy*, 84: 817-827. DOI: 10.1016/j.apenergy.2007.01.012.

[44] Vadasarukkai, Y. and Gagnon, G. (2015). Application of low-mixing energy input for the coagulation process. *Water Research*, 333-341. DOI: 10.1016/j.watres.2015.07.049.

[45] Vadasarukkai, Y. and Gagnon, G. (2017). Influence of the mixing energy consumption affecting coagulation and floc aggregation. *Environmental Science & Technology*, 51: 3448-3489. DOI: 10.1021/acs.est.6b06281.

[46] Wof, M., Pant, R., Chomkhamsri, K., Sala, S. and Pennington, D. (2012). The International reference Life Cycle Data system (ILCD) Handbook. Joint Research Centre. Luxembourg: Publications Office of the European Union. DOI: 10.2788/85727.

[47] Yanguas, J. (2017). Optimización en el proceso de depuración de aguas residuales urbanas (Trabajo Fin de Grado). Universidad de La Rioja, Departamento de Ingeniería Mecánica. Logroño, España, 1-83 pp.